



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

Sede Amministrativa: Università degli Studi di Padova

Dipartimento di Territorio e Sistemi Agro Forestali

SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA IN : Territorio Ambiente Risorse e Salute

INDIRIZZO: Ecologia

CICLO XXIII

**FORESTE DI AREA TEMPERATA: STRUTTURE E DINAMICHE A CONFRONTO IN
POPOLAMENTI VERGINI E LASCIATI A LIBERA EVOLUZIONE**

Direttore della Scuola: Ch.mo Prof. Mario Aristide Lenzi

Coordinatore d'indirizzo: Ch.mo Prof. Tommaso Anfodillo

Supervisore: dott. Marco Carrer

Dottorando : Silvia Lamedica

RIASSUNTO

Un'appropriate comprensione della struttura e delle dinamiche dei popolamenti è basilare per una gestione forestale sostenibile. Lo studio della struttura dei popolamenti forestali passa attraverso la definizione delle relazioni tra classi dimensionali, età, specie, del ruolo dei disturbi naturali e antropici e così via. Queste relazioni emergono dall'interpretazione di dati di natura diversa (diametro, altezza, età, incrementi annuali, necromassa, posizione di ogni individuo...) che forniscono informazioni differenti ma tutte utili al fine di valutare in misura più o meno approfondita l'organizzazione e le funzionalità dell'ecosistema. Lo studio della struttura e delle dinamiche di un popolamento deve tenere in considerazione due fattori fondamentali: il tempo e lo spazio. Per quanto riguarda il primo, questo deve essere conforme con i tempi generazionali degli ecosistemi studiati e perciò nel nostro caso si parla necessariamente di lungo periodo. La predisposizione di aree di monitoraggio permanente quindi si rivela particolarmente utile ai nostri scopi, in quanto permette di disporre di database per l'acquisizione di dati a intervalli regolari nell'ambito di progetti di lunga durata, che riflettono la tendenza degli ecosistemi ad evolvere lentamente. La scala spaziale di queste aree si dovrebbe calibrare in modo tale da essere sufficiente per evidenziare le tendenze e dinamiche della vegetazione in esame. In particolare, superfici di 1-4 ha costituiscono un livello di mesoscala sufficiente a cogliere la presenza di gruppi e gradienti che sono molto spesso espressione delle dinamiche in atto nel popolamento. Il presente lavoro si è concentrato sullo studio delle strutture spaziali di popolamenti forestali scelti in base al diverso impatto antropico subito nel corso della loro vita. Le analisi sono state effettuate all'interno di aree di monitoraggio permanente di 4 ha poste in parte in foreste vergini dei Carpazi Orientali e in parte in popolamenti lasciati a libera evoluzione situati sulle Alpi. In ogni area sono state mappate e misurate tutte le piante con altezza superiore a 1.3 m, rilevando una serie di parametri biometrici (diametro a 1.3 m, altezza, altezza d'inserzione della chioma, proiezioni dei raggi di chioma, prelievo delle carotine legnose, ecc.) utili alla descrizione e al confronto delle strutture spaziali dei diversi popolamenti. In particolare, ci si è concentrati sul confronto tra popolamenti vergini e lasciati a libera evoluzione, per valutare in che misura l'impatto antropico abbia influito sulle strutture e le dinamiche di questi ultimi. In generale si è riscontrato che aree vergini, in assenza di disturbi naturali significativi, si esprimono in strutture spaziali più complesse e articolate rispetto ad analoghe formazioni precedentemente gestite. In quest'ultime, l'impatto antropico ha portato a una semplificazione nella composizione e nella struttura del bosco, che si manifesta, di volta in volta, in distribuzioni diametriche unimodali,

distribuzioni spaziali casuali, strutture spaziali per gruppi dalla composizione omogenea. Questa struttura più omogenea è ancora evidente nonostante in alcuni casi siano passati più di quarant'anni dall'ultimo intervento. Sarà interessante approfondire queste dinamiche nel lungo periodo e verificare le traiettorie di sviluppo future, ovvero se tali popolamenti manterranno a lungo l'attuale tipologia o evolveranno verso strutture più naturaliformi.

SUMMARY

A proper understanding of forest stands structure and dynamics is important in order to apply a sustainable forest management. Forest structure analysis studies the interactions between size classes of the trees, age classes, species, the role of natural and human disturbances etc. Those relationships emerge from the interpretation of different data (dbh, height, age, annual increments, deadwood, XY position of each tree in the stand...), which give information in order to assess the organization and functionality of the ecosystem. Time and space are the two main factors in the analysis of forest structure and dynamics. Concerning time, the order of magnitude should be consistent with the generation time of the ecosystems, so in forest analysis we need to carry out long-term research. In this context, permanent plots are essential instruments, since they permit the acquisition of database at regular intervals in long-term projects, which reflect the tendency of ecosystems to change slowly. The spatial scale of these plots should be set in order to catch the trends and dynamics of the vegetation. In particular, surfaces of 1-4 ha are considered large enough to capture the presence of groups and gradients, which are the expression of the ongoing dynamics in the population at a mesoscale level. This work focused on the study of forest spatial structures in some stands which are representative of different forest types with different exploitation regimes. The analyses were conducted in 4 ha permanent plots, located in the Eastern Carpathians (virgin forests) and the Alps (previously managed stands left to natural development). On the plots, all the trees taller than 1.3 m were mapped and for each tree dbh, height, height of lowest living branch, crown radii projection, increment cores, etc. were measured. The main objective was to compare virgin and managed forest, in order to assess the extent of human impact on the structure and dynamics of the latter stands. In general we found that natural areas, without major disturbances, present more complex spatial structures than the previously managed ones, even if sometimes they were left to natural development for some decades. The human impact lead towards a simplification in the stands structure and composition: signs

of this impact are the unimodal diameter distributions, random spatial distribution of trees, spatial structures with almost monospecific groups. This homogeneous structure is still evident even after decades since the last human intervention. In the long term we will see if those stands will develop towards more natural structures or if they will tend to maintain their actual structure.

INDICE

INTRODUZIONE GENERALE.....	8
CAPITOLO 1: STRUTTURA DI POPOLAMENTI FORESTALI: SCALE SPAZIALI A CONFRONTO.....	14
Riassunto.....	14
Introduzione.....	14
Materiali e metodi.....	15
Risultati.....	19
Discussione.....	30
Conclusioni.....	33
Bibliografia.....	34
Allegato I.....	36
Allegato II.....	40
Allegato III.....	49
CAPITOLO 2: STRUTTURA E DINAMICHE DELL'ABETINA MISTA NELLA RISERVA ORIENTATA PIAN DI LANDRO BALDASSARE (BL).....	51
Riassunto.....	51
Introduzione.....	51
Area di studio.....	53
Materiali e metodi.....	54
Risultati.....	57
Discussioni.....	67
Bibliografia.....	70
CAPITOLO 3: THE IMPACTS OF HUMAN MANAGEMENT ON FOREST STRUCTURE: COMPARISON BETWEEN A PRISTINE AND A SEMI-NATURAL FIR-SPRUCE-BEECH FOREST.....	73
Abstract.....	73
Introduction.....	73
Material and Methods.....	75
Results.....	78
Discussion.....	83
References.....	86
CAPITOLO 4: VIRGIN AND MANAGED FORESTS: STRUCTURE COMPARISON IN FOUR NORWAY SPRUCE (PICEA ABIES (L.) KARST.) STANDS.....	89
Abstract.....	89
Introduction.....	90
Material and Methods.....	91
Results.....	93
Discussion.....	98
References.....	100
CONCLUSIONI GENERALI.....	103

Introduzione generale

Le foreste temperate in Europa coprono un vasto spettro di ambienti, da quello continentale a quello oceanico, dalla pianura fino agli ambienti subalpini. Da sempre, in qualsiasi tipo di ambiente, le foreste sono un'importante fonte di risorse per l'uomo, che nel corso della storia le ha plasmate secondo le sue esigenze, trasformandole in diversa misura, fino ad arrivare anche a situazioni di degrado, attraverso lo sfruttamento a fini produttivi, il pascolo e l'alterazione della struttura e composizione originali (Carrer and Urbinati 2001; Lingua et al. 2008; Motta 2006).

Le funzioni che vengono attribuite alla foresta sono molteplici e cambiano in relazione al contesto storico e socio-economico. Se la funzione produttiva è stata da sempre la più importante, oggi altre funzioni sono considerate altrettanto rilevanti: ad esempio quella protettiva (Brang et al. 2001; Motta and Haudemand 2000), estetica e ricreativa (Willis and Benson 1989) o di mantenimento della biodiversità (Spiecker 2003). Garantire le diverse funzioni delle foreste è quindi un obiettivo primario della selvicoltura; ne deriva un approccio più ecologico a livello gestionale in grado di assicurarne il più possibile la multifunzionalità. Uno dei cardini fondamentali per una gestione forestale sostenibile risiede nella capacità di adattare l'applicazione degli interventi selvicolturali alle dinamiche naturali, o di guidare i processi naturali secondo gli obiettivi della gestione stessa. Tali obiettivi e metodi devono quindi poggiare su una conoscenza approfondita di questi processi, che permetta di formulare previsioni il più possibile affidabili nei riguardi della dinamiche degli ecosistemi forestali sottoposti a diversi regimi gestionali (Führer 2000; Standovár and Kenderes 2003).

In tale contesto, le foreste vergini costituiscono una preziosa fonte di informazioni sul funzionamento delle dinamiche naturali e l'evoluzione degli ecosistemi forestali senza l'influenza diretta dell'uomo (Parviainen 2005). In Europa Occidentale, popolamenti definibili come primari o vetusti sono assenti, mentre sui Carpazi e sui Balcani restano ancora alcuni lembi di foreste vergini, oggetto recentemente di numerosi studi scientifici (Commarmot et al. 2005; Jones 1945; Motta et al. 2008; Paluch 2007; Roibu and Popa 2007). La situazione è diversa sulle Alpi che, da sempre abitate e sfruttate, dalla seconda metà del XIX sec. sono invece testimoni di una riduzione considerevole delle attività umane (Bätzing et al. 1996). Tali cambiamenti di carattere socio-economico hanno portato di conseguenza all'abbandono di molte foreste, ora lasciate a libera evoluzione (Motta et al. 2010). Anche questi ecosistemi, un tempo mantenuti costantemente alterati dall'uomo ed ora sottoposti a naturali processi evolutivi, possono costituire una buona fonte di

informazioni sulla struttura e le dinamiche dei popolamenti, nell'ambito della gestione naturalistica.

Studiare la struttura e le dinamiche di un popolamento significa dunque cercare di descriverne e comprenderne l'organizzazione e le funzionalità, attraverso, ad esempio, la definizione delle relazioni tra le specie, tra le classi dimensionali, le età degli individui e la loro distribuzione nello spazio. Lo scopo è quello di cercare di formulare delle ipotesi sui fattori ecologici, sul ruolo dei disturbi naturali e antropici e sui processi dinamici che hanno originato tali strutture. In particolare, la struttura spaziale di un popolamento forestale, ovvero come gli alberi sono organizzati nello spazio, riveste un ruolo chiave nello studio dei processi dinamici (Goreaud et al. 1997), in quanto l'eterogeneità nella struttura spaziale di un popolamento è vista spesso come espressione di eterogeneità funzionale (Kolasa and Rollo 1991): l'organizzazione spaziale di una comunità di individui dipende, infatti, in gran parte da processi biologici (Begon et al. 1996), oltre che dalle condizioni ambientali quali le caratteristiche del suolo, la disponibilità idrica e la topografia (Huston and DeAngelis 1994; Moreno-Casasola and Vázquez 1999; Peterson and Pickett 1990; Sabatier et al. 1997).

Un fattore importante, trattando di analisi di strutture spaziali in popolamenti forestali, è la *scala* d'indagine, che dovrà essere conforme alle dimensioni degli ecosistemi studiati e delle loro dinamiche, sia a livello spaziale, sia temporale: saranno dunque necessarie superfici di 1 o più ettari, e studi di lungo periodo. Un strumento molto usato nello studio di dinamiche forestali è costituito quindi dalle aree di monitoraggio permanente, in cui i campionamenti vengono ripetuti con lo stesso protocollo a distanza di un certo intervallo di tempo, per poter valutare i mutamenti avvenuti all'interno dell'area. Generalmente, in queste aree, accanto ai tradizionali parametri dendrometrici quali diametro e altezza degli individui arborei, viene rilevata anche la posizione di ogni pianta all'interno dell'area, in termini di coordinate X, Y.

Le informazioni spaziali utilizzate nelle analisi possono essere duplici: semplici, se si considerano solo la posizione di ogni individuo, o complesse se alle precedenti viene anche associata l'intensità di una variabile (per esempio il diametro o l'età). Nel primo caso si valuta unicamente la distribuzione delle piante: tra le tecniche statistiche elaborate a questo scopo, la funzione K di Ripley e la statistica O-ring (Ripley 1977; Wiegand and Moloney 2004) sono tra le più diffuse. Queste statistiche valutano la distribuzione di un insieme di punti (in questo caso, delle piante) confrontandola con una distribuzione di tipo casuale. L'assunzione iniziale è che la distribuzione spaziale di un popolamento possa

essere considerata come la realizzazione di un processo intrinseco al popolamento stesso, dove quindi tanto più intenso è il processo, tanto più essa finirà inevitabilmente per discostarsi da una distribuzione completamente casuale. Ciò dovrebbe permettere di determinare le dinamiche che sono alla base di una distribuzione di tipo aggregato o regolare (Muggleston and Renshaw 1996). Nel caso della funzione K di Ripley, i dati vengono valutati prendendo come riferimento delle finestre circolari di diversa ampiezza, con centro nei diversi punti dell'insieme considerato: per ogni finestra viene contato il numero di punti che ricade all'interno, che viene mediato tra tutti i valori registrati per l'insieme di punti e confrontato con una distribuzione casuale. La statistica O-ring funziona sullo stesso principio, ma invece delle finestre circolari, si utilizzano delle corone circolari di diversa ampiezza. Queste due statistiche rispondono a quesiti biologici leggermente diversi, in quanto se la funzione di Ripley può determinare aggregazione o dispersione *fino* a una certa distanza ed è chiaramente appropriata se il processo in questione si realizza in modo continuo (ad esempio l'effetto negativo della competizione) e si manifesta solo fino a una certa distanza, la statistica O-ring riesce invece a individuare aggregazione o dispersione *ad* una data distanza (Condit et al. 2000; Getis and Franklin 1987). Le due statistiche sono quindi complementari e analizzate assieme permettono di ottenere una migliore percezione dei risultati.

Nel caso di dati spaziali complessi, si fa riferimento alla "Prima Legge della Geografia" (Tobler 1970), secondo la quale localizzazioni vicine tendono ad essere più simili tra loro rispetto a quelle distanti. I dati spaziali che si comportano in questo modo manifestano autocorrelazione spaziale positiva. L'autocorrelazione spaziale si incontra frequentemente nell'analisi dei dati ecologici, e diverse teorie ecologiche assumono implicitamente l'esistenza di un modello spaziale intrinseco nella distribuzione degli organismi e dei loro ambienti (Legendre and Fortin 1989). L'autocorrelazione spaziale può essere valutata a livello globale di popolamento, attraverso indici come l'I di Moran (Fortin et al. 2002; Moran 1950), che calcola il grado di correlazione tra i valori di una variabile (nel caso di popolamenti forestali, possono essere, ad esempio, il diametro o l'età) come funzione di intervalli spaziali. Valori positivi dell'indice indicano presenza di autocorrelazione spaziale positiva e dunque la presenza di gruppi di piante con dimensioni simili. Questo indice, essendo di carattere generale, non permette di individuare né la quantità né la posizione dei gruppi all'interno dell'area studiata. Per ottenere una localizzazione spaziale dei gruppi evidenziati dall'indice di Moran, si applicano quindi delle statistiche locali di autocorrelazione spaziale, che permettono di determinare il contributo di ogni singola

pianta nell'andamento globale della distribuzione (Anselin 1995; Fortin and Dale 2005). Tali statistiche evidenziano la posizione dei diversi gruppi di piante dalle dimensioni rispettivamente maggiori o minori rispetto alla media del popolamento (Ord and Getis 2001), che vengono restituiti graficamente come zone di colore diverso all'interno dell'area. In particolare, nel presente lavoro è stato utilizzato l'indice di *Local Gi** (Getis and Ord 1992; Getis and Ord 1996), che caratterizza l'autocorrelazione spaziale di attributi localizzati entro una certa distanza da ogni evento (pianta) della distribuzione.

Obiettivi di questa tesi sono stati principalmente:

- la predisposizione di tre aree di monitoraggio permanente di 4 ha: due foreste vergini sui Carpazi Orientali (Romania), la pecceta pura di Giumalau, e l'abetina mista di Slatioara, e un popolamento lasciato a libera evoluzione da circa 40 anni, situato nell'abetina mista del Cansiglio;
- la descrizione della struttura e delle dinamiche spaziali dei popolamenti forestali all'interno delle aree di monitoraggio,
- il confronto tra la struttura dei popolamenti vergini presenti in Romania e quella di popolamenti analoghi presenti sulle Alpi, un tempo gestiti ed ora lasciati a libera evoluzione.

Bibliografia

- Anselin, L. 1995. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis* 27:93-115.
- Bätzing, W., M. Perlik, and M. Dekleva. 1996. Urbanization and depopulation in the Alps. *Mountain Research and Development*:335-350.
- Begon, M., J.L. Harper, and C.R. Townsend. 1996. *Ecology: individuals, populations, and communities*. Wiley-Blackwell.
- Brang, P., W. Schönenberger, E. Ott, and B. Gardner. 2001. Forests as protection from natural hazards.
- Carrer, M., and C. Urbinati. 2001. Spatial analysis of structural and tree ring related parameters in a timberline forest in the Italian Alps. *Journal of Vegetation Science* 12(5):643-652.
- Commarmot, B., H. Bachofen, Y. Bundziak, A. Bürgi, B. Ramp, Y. Shparyk, D. Sukhariuk, R. Viter, and A. Zingg. 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79(1/2):45-56.
- Condit, R., P.S. Ashton, P. Baker, S. Bunyavejchewin, S. Gunatilleke, N. Gunatilleke, S.P. Hubbell, R.B. Foster, A. Itoh, and J.V. LaFrankie. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288(5470):1414.
- Fortin, M.J., and M.R.T. Dale. 2005. *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press.
- Fortin, M.J., M.R.T. Dale, and J. ver Hoef. 2002. Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of environmetrics* 4:2051–2058.

- Führer, E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132(1):29-38.
- Getis, A., and J. Franklin. 1987. Second-order neighborhood analysis of mapped point patterns. *Perspectives on Spatial Data Analysis*:93-100.
- Getis, A., and J. Ord. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geogr Anal* 24 (3):189 - 203.
- Getis, A., and J.K. Ord. 1996. Local spatial statistics: An overview. P. 261 - 277 in *Spatial analysis: Modeling in a GIS environment* Longley P, and M. Batty (eds.), Wiley New York.
- Goreaud, F., B. Courbaud, and F. Collinet. 1997. Spatial structure analysis applied to modelling of forest dynamics: a few examples. P. 20-26.
- Huston, M.A., and D.L. DeAngelis. 1994. Competition and coexistence: the effects of resource transport and supply rates. *American Naturalist* 144(6):954-977.
- Jones, E.W. 1945. The structure and reproduction of the virgin forest of the north temperate zone. *New phytologist* 44(2):130-148.
- Kolasa, J., and C.D. Rollo. 1991. Introduction: the heterogeneity of heterogeneity: a glossary. *Ecological Studies* 86:1-23.
- Legendre, P., and M.J. Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Plant Ecology* 80(2):107-138.
- Lingua, E., P. Cherubini, R. Motta, and P. Nola. 2008. Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science* 19(3).
- Moran, P.A.P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37(1-2):17.
- Moreno-Casasola, P., and G. Vázquez. 1999. The relationship between vegetation dynamics and water table in tropical dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 10(4):515-524.
- Motta, R. 2006. Human land-use, forest dynamics and tree growth at the treeline in the Western Italian Alps. *Ann. For. Sci* 63:739-747.
- Motta, R., R. Berretti, D. Castagneri, E. Lingua, and P. Nola. 2010. Stand and coarse woody debris dynamics in subalpine Norway spruce forests withdrawn from regular management *Ann. For. Sci* 67(8):803.
- Motta, R., and J.C. Haudemand. 2000. Protective Forests and Silvicultural Stability: An Example of Planning in the Aosta Valley. *Mountain Research and Development*:180-187.
- Motta, R., Z. Maunaga, R. Berretti, D. Castagneri, E. Lingua, and F. Meloni. 2008. La Riserva forestale di Lom (Repubblica di Bosnia Erzegovina): descrizione, caratteristiche, struttura di un popolamento vetusto e confronto con popolamenti stramaturi delle Alpi italiane. *Forest* 5:100-111.
- Muggleston, M.A., and E. Renshaw. 1996. A practical guide to the spectral analysis of spatial point processes. *Computational Statistics & Data Analysis* 21(1):43-65.
- Ord, J.K., and A. Getis. 2001. Testing for local spatial autocorrelation in the presence of global autocorrelation. *Journal of Regional Science* 41(3):411-432.
- Paluch, J.G. 2007. The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.)-silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch-mosaic perspective. *Forest Ecology and Management* 253(1-3):161-170.
- Parviainen, J. 2005. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Á For. Snow Landscape Res* 79.
- Peterson, C.J., and S.T.A. Pickett. 1990. Microsite and elevational influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science* 1(5):657-662.
- Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*:172-212.
- Roibu, C.C., and I. Popa. 2007. The use of Ripley function for spatial structure study of natural forest "Humosu old growth beech forest".
- Sabatier, D., M. Grimaldi, M.F. Prévost, J. Guillaume, M. Godron, M. Dosso, and P. Curmi. 1997. The influence of soil cover organization on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology* 131(1):81-108.
- Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe--temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67(1):55-65.

- Standovár, T., and K. Kenderes. 2003. A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. *Applied ecology and environmental research* 1(1):19-46.
- Tobler, W.R. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46:234-240.
- Wiegand, T., and K.A. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104(2):209.
- Willis, K.G., and J.F. Benson. 1989. Recreational values of forests. *Forestry* 62(2):93.

CAPITOLO 1: Struttura di popolamenti forestali: scale spaziali a confronto

Riassunto

Negli studi sulla struttura e le dinamiche degli ecosistemi forestali, la definizione della scala spaziale è sempre un punto critico, in quanto ogni processo ecologico è scala dipendente e dunque il tipo e l'attendibilità dell'informazione ricavata sono fortemente legati alla scala d'indagine. Obiettivo di questo lavoro è confrontare tre diverse scale spaziali e valutare la diversità delle informazioni ottenute. Sono stati utilizzati i dati relativi a tre aree di monitoraggio permanente di 4 ha predisposte in popolamenti diversi: una pecceta ed un'abetina vergini (Carpazi Orientali), e un'abetina gestita in passato e lasciata a libera evoluzione negli ultimi 40 anni (Cansiglio). Queste aree sono state suddivise in 4 quadranti da 1 ha e poi in 16 aree di 0.25 ha ciascuna. Per ogni area di riferimento sono stati calcolati alcuni parametri descrittivi generali e sono state effettuate delle analisi di distribuzione (funzione K di Ripley) e struttura spaziale (indice I di Moran). A scala di 0.25 ha si riscontra una significativa variabilità nei risultati che permane, anche se in misura minore, a scala di 1 ha. Nel complesso sembra emergere che le aree da 4 ha siano le più indicate a cogliere alcuni tipi di struttura, che a scale inferiori non vengono rilevati.

Introduzione

I processi ecologici che influenzano le dinamiche dei popolamenti forestali sono caratterizzati da scale spaziali e temporali diverse. Espandendo le scale di analisi è possibile rilevare processi ed eventi che altrimenti non si riuscirebbe a percepire (Magnuson 1990; Swanson and Sparks 1990). Nel contesto delle aree di monitoraggio permanente, l'ottica della scala temporale di lungo periodo è implicita. Resta quindi da definire la scala spaziale che si vuole analizzare, considerando che tutti i processi ecologici sono scala dipendenti e le informazioni che si ricavano sull'organizzazione spaziale di un sistema possono essere anche molto diverse in relazione alla scala di analisi (Gustafson 1998; Levin 1992; Turner et al. 1989a). Negli studi di dinamica forestale, le scale spaziali considerate possono essere molto varie, in relazione agli obiettivi della ricerca: si va da scale continentali, che riguardano per esempio le distribuzioni delle specie, alle scale di paesaggio, che possono avere ordini di grandezza diversi tra loro (Turner et al. 1989b), alla scala di popolamento, anch'essa suscettibile di variazioni, secondo lo schema di campionamento. La scelta delle scale di analisi, che devono essere appropriate per i fenomeni di interesse, è determinata da criteri che sono dipendenti

dall'osservatore (Allen and Starr 1982; Turner et al. 1989a). Uno dei problemi fondamentali è costituito quindi dal fatto che non esistono criteri e procedure generali per determinare come gli organismi rispondano o siano influenzati dai cambiamenti ambientali a livello spaziale. Ne consegue che unità di studio temporali e spaziali potrebbero rivelarsi inadatte per i processi studiati, o che le conclusioni appropriate a una determinata scala potrebbero essere trasferite ad un'altra scala in modo improprio (Addicott et al. 1987). Negli studi sulla struttura e le dinamiche a livello di popolamento le scale indagate sono molto varie, andando da unità di campionamento relativamente piccole, inferiori a 1 ha (Frelich and Reich 1995; Kenkel 1988; Rozas 2006) ad aree molto grandi, anche di svariate decine di ettari (Condit 1999; Hardesty et al. 2005; Manokaran and LaFrankie 1990). L'obiettivo di questo lavoro è di analizzare alcuni popolamenti a diverse scale (0.25, 1 e 4 ha), per verificare se, come e quanto le dimensioni dell'area di studio siano in grado di alterare la percezione e la capacità di cogliere le reali caratteristiche strutturali di popolamento.

Materiali e metodi

Aree di studio

Giupalau (GIU): L'area di Giupalau è situata nella Riserva Forestale di Giupalau (Codrul Secular Giupalau Forest Reserve), sulle montagne del gruppo di Giupalau, nei Carpazi Orientali, nel bacino idrografico del torrente Valea Putnei, affluente del fiume Moldova (regione di Suceava). La riserva, costituita nel 1941, è estesa 309.5 ha e composta prevalentemente da popolamenti puri di abete rosso (*Picea abies* (L.) Karst.), classificati come old growth o foreste vergini (nella *core area*). Tutto attorno vi sono ampie zone destinate a foreste di produzione. L'altitudine varia da 1200 m a 1650 m s.l.m., la pendenza è tra 20° e 40° e l'esposizione è prevalentemente N e O. Il clima è temperato freddo con una temperatura media annua tra 5.8 e 3.9°C, le precipitazioni medie annue tra 700 e 810 mm. La foresta include anche altre specie sporadiche quali sorbo degli uccellatori, acero di monte, ontano bianco, betulla. Il substrato è composto da micascisti e rocce calcaree. L'area di monitoraggio di 4 ha è situata all'interno della *core area* della Riserva.

Slatioara (SLA): L'area di Slatioara è situata nella Riserva di Slatioara (Codrul Secular Slatioara), che si trova, come quella di Giupalau, nella regione di Suceava, nei Carpazi Orientali. È stata istituita nel 1934 e copre una superficie di 1064 ha. L'altitudine va da 790

a 1354 m. s.l.m. Il clima è temperato, freddo e relativamente umido, con temperature medie annue di 5.8°C e precipitazioni medie annue tra 700 e 810 mm. Il substrato litologico è costituito da micascisti e rocce calcaree, con suoli bruni meso-basici e acidi e podzol. La foresta è costituita da popolamenti puri di abete rosso o bosco misto di conifere (abete bianco e abete rosso) con o senza il faggio, con la presenza di alcune specie sporadiche costituite da betulla, acero di monte, frassino. L'area di 4 ha è stata situata a circa 1150 m s.l.m., nella porzione di foresta vergine di abete bianco, abete rosso e faggio.

Baldassare (BAL): La Riserva Naturale Orientata Pian di Landro Baldassare fa parte della Foresta Regionale Demaniale del Cansiglio e si trova al margine nord-orientale dell'altopiano, nel Comune di Tambre d'Alpago (BL). È stata istituita nel 1971 e copre una superficie di 266 ha. Dall'anno di istituzione della Riserva, non sono più stati effettuati interventi di gestione. Le quote vanno da 907 a 1086 m s.l.m. e la morfologia è quella tipica a doline, con pendenze medie che vanno da 5° a 10°. Il clima è oceanico con inverni freddi, la temperatura media annua è di 6.6 °C e precipitazioni medie annue di 1800 mm. Il substrato è costituito principalmente da roccia calcarea e il suolo è scuro, umido e ricco di humus con locali accumuli di argilla. Il soprassuolo è costituito da foreste miste di conifere e latifoglie con abete bianco., abete rosso e faggio, dove l'estesa presenza di abete rosso è legata alla ricolonizzazione dei pascoli. Le specie sporadiche sono costituite da frassino, sorbo degli uccellatori, acero di monte. L'area permanente di 4 ha è stata predisposta all'interno del bosco misto ed è caratterizzata da morfologia a doline e rocce affioranti su tutta la sua superficie.

Raccolta e analisi dei dati

In ogni area sono stati mappati e misurati tutti gli individui con altezza superiore a 1.3 m. Per ognuno sono stati rilevati: diametro a 1.3 m, altezza totale.

Ogni area è stata divisa in aree più piccole: in un primo momento in 4 quadrati di 1 ha (nominati come A, B, C, D) e successivamente in 16 di 0.25 ha (A1, A2, ... D3, D4). Per ogni superficie di riferimento (4, 1 e 0.25 ha) sono stati poi calcolati alcuni parametri descrittivi: densità ($N \text{ ha}^{-1}$), numero di piante vive e morte all'ettaro, area basimetrica all'ettaro ($G \text{ ha}^{-1}$), diametro medio (D_m), altezza media (H_m), distribuzioni diametriche. Le differenze tra le diverse aree sono state analizzate attraverso dei test statistici per valutarne la significatività: sono stati utilizzati il test del CHI quadro per confrontare le composizioni delle diverse aree e il test Kolmogorov – Smirnov (Zar 1999) per valutare le

differenze tra le distribuzioni diametriche. Ogni confronto è stato fatto tra ciascuna sotto area rispetto all'area di 4 ha.

Sono inoltre state effettuate le analisi della distribuzione e della struttura spaziale dei popolamenti alle diverse scale.

Analisi delle distribuzioni spaziali: funzione K di Ripley

Per valutare la distribuzione spaziale all'interno delle aree, è stata applicata la funzione K di Ripley (Ripley 1977; Wiegand 2004). Tale funzione quantifica l'intensità di una distribuzione di punti λ per cerchi concentrici di diverse dimensioni. Ogni punto corrisponde ad un evento discreto (in questo caso le piante dell'area), che deve essere mappato. La funzione di Ripley calcola il numero medio di punti che giacciono all'interno di finestre circolari concentriche (Fortin et al. 2002). La "K-function" $K(d)$ risulta genericamente definita dalla relazione:

$$K(d) = \lambda^{-1} E(d) \quad (1)$$

dove $E(d)$ è il numero di eventi atteso all'interno di una distanza d da un evento arbitrario, λ è il numero medio di eventi per area calcolato come n/A , dove n è il numero totale di eventi e A è l'area totale considerata. Si immagina cioè di scegliere un generico evento "i" appartenente alla distribuzione di punti e di descrivere attorno ad esso una circonferenza di raggio d . Il numero di eventi, "i" escluso, che ricadono nel cerchio viene sommato ai valori che si ottengono ripetendo la procedura per tutti gli eventi della distribuzione. Il valore atteso di questa grandezza è:

$$E(d) = \frac{n}{A} K(d) \quad (2)$$

dove $K(d)$ rappresenta l'area dei cerchi con raggio d .

In condizioni di completa casualità degli n eventi nello spazio (ottenuta con un processo omogeneo di Poisson), il numero atteso di eventi $E(csr)$ entro la distanza d sarà (Fortin et al. 2002):

$$E(csr) = \frac{n}{A} \pi d^2 \quad (3)$$

cioè

$$K(d) = \pi d^2 \quad (4),$$

che è il valore di K teorico, ottenuto in condizioni di completa casualità.

Questo valore va confrontato con quello determinato di volta in volta per le distribuzioni reali: si può così dedurre, per la scala definita dalla distanza d , se gli eventi siano più o

meno concentrati di quanto ci si potrebbe aspettare. Vi è evidenza di aggregazione quando il primo termine è maggiore del secondo, di dispersione in caso opposto. A causa della non linearità della relazione, per rappresentare i valori della differenza $(K(d) - \pi d^2)$ rispetto alla distanza d , si ricorre solitamente a un grafico “derivato”, ottenuto rapportando i valori di $L(d)$ rispetto alla distanza:

$$\hat{L}(d) = d - \sqrt{\frac{\hat{K}(d)}{\pi}} \quad (5).$$

Valori positivi denotano aggregazione tra gli eventi, valori negativi denotano invece regolarità, o repulsione, tra gli eventi stessi. Per verificare la significatività delle differenze calcolate si ricorre a una serie di simulazioni nelle quali il medesimo numero di eventi n viene distribuito casualmente all'interno della regione R ; per la distribuzione così ottenuta si calcola la statistica $L(d)$, per ciascuna distanza d . Nel presente lavoro si è scelto di operare 99 reiterazioni ($p < 0.05$) (Wiegand 2004). Per tenere conto dell'effetto bordo o *edge effect* si è applicata una correzione basata su una superficie di analisi ridotta, limitata ad una distanza pari alla metà del lato più corto dell'area più piccola, ossia 25 m. Le analisi sono state effettuate con il software Programita[®] (Wiegand 2004).

Analisi dell'autocorrelazione spaziale: indice I di Moran

Il concetto di autocorrelazione è uno dei più importanti nell'ambito delle statistiche spaziali. Una variabile è detta autocorrelata nello spazio quando è possibile prevedere i valori che questa assumerà in alcuni punti dello spazio, in base a valori di altri punti di coordinate note (Legendre and Fortin 1989). L'indice di Moran è la trasposizione dell'indice di correlazione seriale in ambito spaziale e richiede che agli eventi sia associato un valore numerico di intensità. Formalmente la statistica I di Moran è definita dalla formula :

$$I(d) = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{W \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (7)$$

Dove: n : numero di eventi, x_i : valore della variabile considerata nel punto i ; x_j : valore della variabile considerata nel punto j dove $i \neq j$; \bar{x} : media della variabile considerata; w_{ij} : fattore di ponderazione per la coppia di piante i e j 1 se le piante i e j ricadono nella stessa classe di distanza, 0 negli altri casi; W : somma ricavata dalla matrice dei pesi: $\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}$

La statistica I è strutturalmente simile al coefficiente di correlazione e come questo varia tra - 1.0 e + 1.0. Diversamente dal coefficiente di correlazione, però, l'indice I non assume

un valore teorico nullo in corrispondenza della condizione di indipendenza, ma un valore negativo molto prossimo a zero e pari a:

$$E(I) = -\frac{1}{(n-1)} \quad (8).$$

Valori di I maggiori della media teorica $E(I)$ indicano autocorrelazione spaziale positiva e dunque la presenza di gruppi di piante con dimensioni simili, mentre valori di I minori della media teorica $E(I)$ indicano un'autocorrelazione spaziale negativa e quindi la presenza di gruppi di piante con dimensioni diverse. L'ampiezza dei gruppi è data dal valore della distanza alla quale l'indice interseca i limiti di significatività, la distanza media tra i gruppi di piante con dimensioni diverse è data dall'intervallo in cui l'indice assume valori negativi e significativi. Qui l'indice è stato calcolato prendendo il diametro come parametro di riferimento e utilizzando la classe di distanza di 5 m, fino a una distanza di 50 m. La significatività dei risultati ottenuti con la statistica di Moran può essere testata confrontando la distribuzione empirica e la distribuzione teorica di I per mezzo del rapporto (Cliff and Ord 1973; Cliff and Ord 1970):

$$z(d) = \frac{I(d) - [E(d)]}{\sqrt{\text{var}[I(d)]}} \quad (9)$$

Qui sono stati considerati valori di $|z(d)| > 1.96$ ($p < 0.05$). Il calcolo dell'indice di Moran è stato eseguito con l'add-in di Microsoft Office Excel Rookcase (Sawada 1999)

Risultati

Per quanto riguarda i parametri descrittivi generali calcolati per ogni area e per poterli agevolmente confrontare simultaneamente ($N \text{ ha}^{-1}$, $N_v \text{ ha}^{-1}$, $N_m \text{ ha}^{-1}$, D_m , H_m , $G \text{ ha}^{-1}$), è stato calcolato per ognuno un indice adimensionale costituito dal rapporto tra il valore di ogni area e il valore massimo riscontrato in assoluto. È stato così possibile valutare la dispersione dei valori di queste grandezze nelle diverse aree rispetto a quella di 4 ha (Fig. 1). Si osserva come, per tutte le aree considerate, i valori relativi a 0.25 ha siano i più variabili, assumendo valori anche doppi o dimezzati rispetto al valore globale di tutta l'area mentre, alla scala di 1 ha, la variabilità sia decisamente inferiore. Le tabelle relative alla Fig. 1 sono riportate nell'Allegato I.

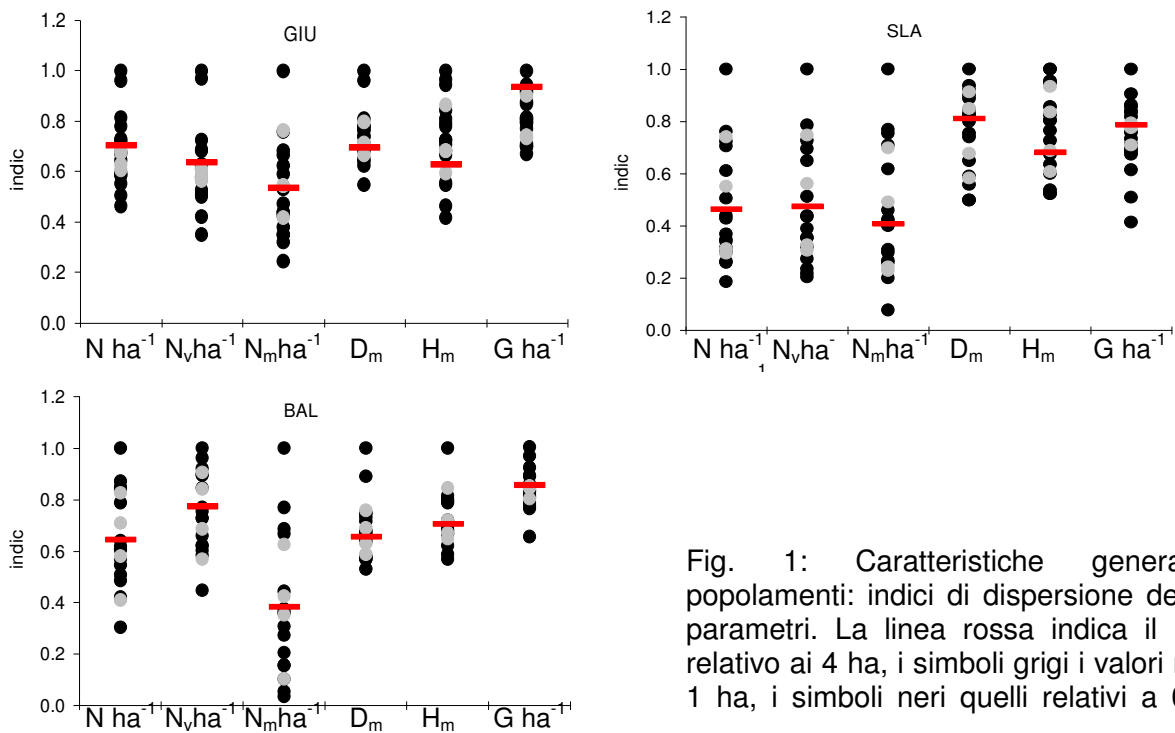


Fig. 1: Caratteristiche generali dei popolamenti: indici di dispersione dei diversi parametri. La linea rossa indica il rapporto relativo ai 4 ha, i simboli grigi i valori relativi a 1 ha, i simboli neri quelli relativi a 0.25 ha.

Per quanto riguarda le composizioni specifiche delle due abetine miste, i valori relativi alle diverse sottoaree, confrontati con l'area da 4 ha attraverso il test del chi quadro, non hanno evidenziato valori significativi in nessuna delle aree considerate.

Di seguito si riportano i risultati relativi alle distribuzioni diametriche. In Fig. 2 sono riportati i valori delle tre aree di 4 ha. GIU presenta una distribuzione in cui vi è un gran numero di piante piccole, con diametro della classe dei 5 cm, e una distribuzione più o meno omogenea nelle altre classi diametriche. SLA presenta la tipica curva delle foreste disetanee, a J rovesciata, mentre BAL presenta una distribuzione unimodale, con prevalenza di diametri attorno alla classe dei 15 cm.

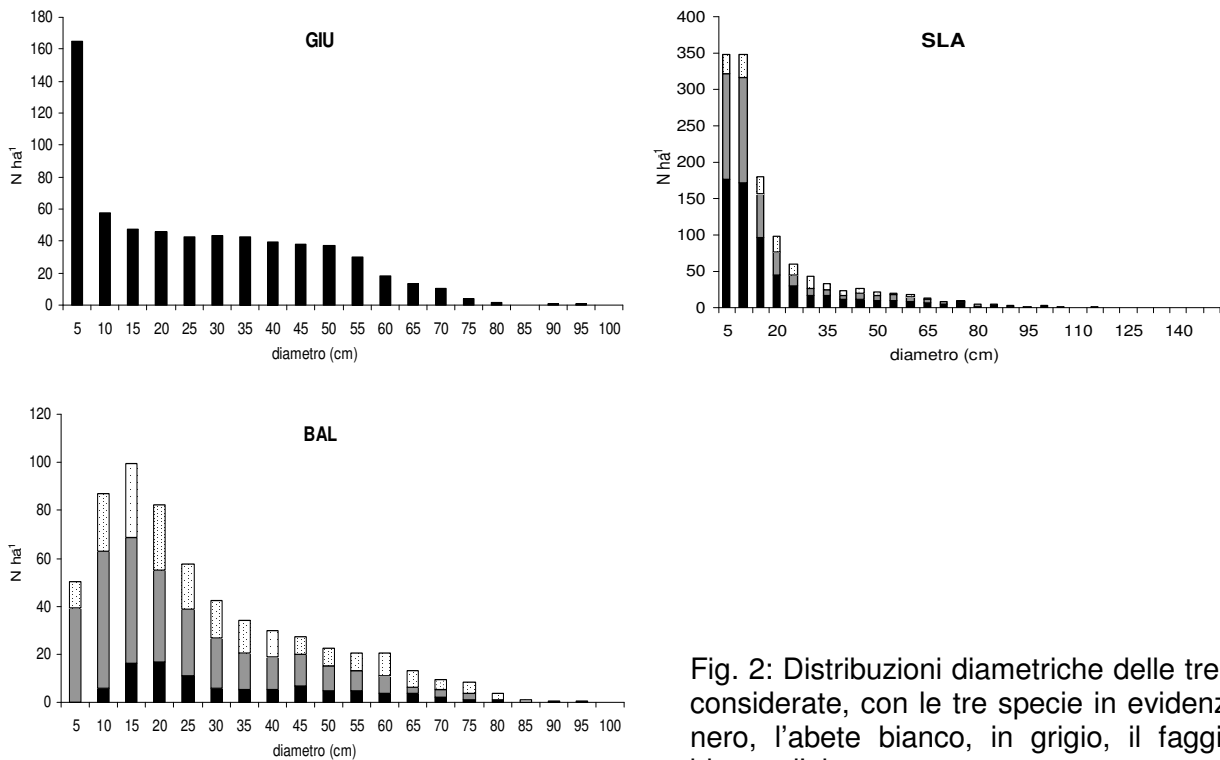


Fig. 2: Distribuzioni diametriche delle tre aree considerate, con le tre specie in evidenza: in nero, l'abete bianco, in grigio, il faggio, in bianco, l'abete rosso.

La Fig. 3 riporta le distribuzioni diametriche delle sotto aree di 1 ha nell'area di GIU. Inizialmente appare evidente come in A il numero di piante sia molto ridotto in tutte le classi diametriche, con completa assenza di alcune classi; in B si registri una bassa frequenza nelle prime tre classi; in C nelle classi dal 10 al 25. L'area D sembra quella più simile all'andamento a scala di 4 ha. Le differenze, analizzate attraverso il test di Kolmogorov – Smirnov, sono risultate significative per le aree A e C.

Per quanto riguarda SLA (Fig. 4), tutte le aree da 1 ha presentano differenze con quella da 4, per numero di individui o per la distribuzione, che in A e C risulta di tipo unimodale, con scarsità di piante nelle prime classi diametriche. I test statistici non hanno però evidenziato valori significativi in queste differenze. Infine, un discorso analogo si può fare per BAL (Fig. 5), in cui nessuna delle distribuzioni è risultata essere significativamente diversa da quella generale. Le distribuzioni diametriche relative alle aree di 0.25 ha, totali e divise per specie, sono riportate in Allegato II.

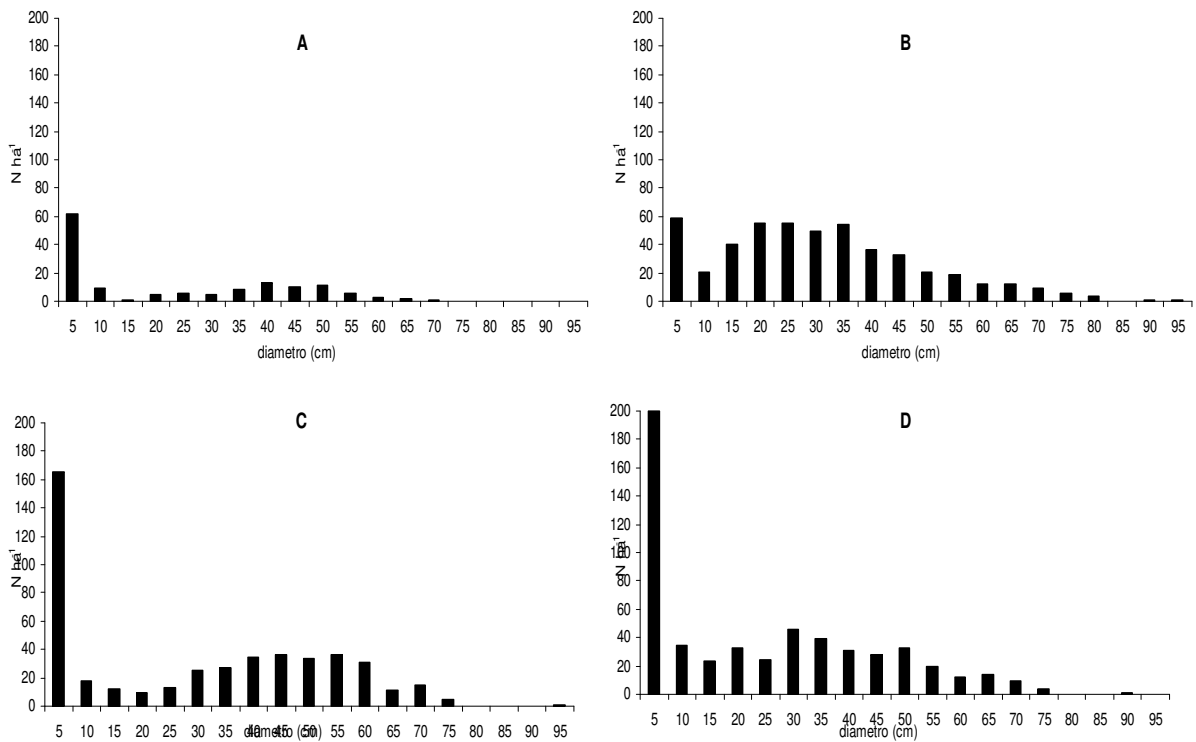


Fig. 3: distribuzioni diametriche dei quattro quadranti dell'area di GIU.

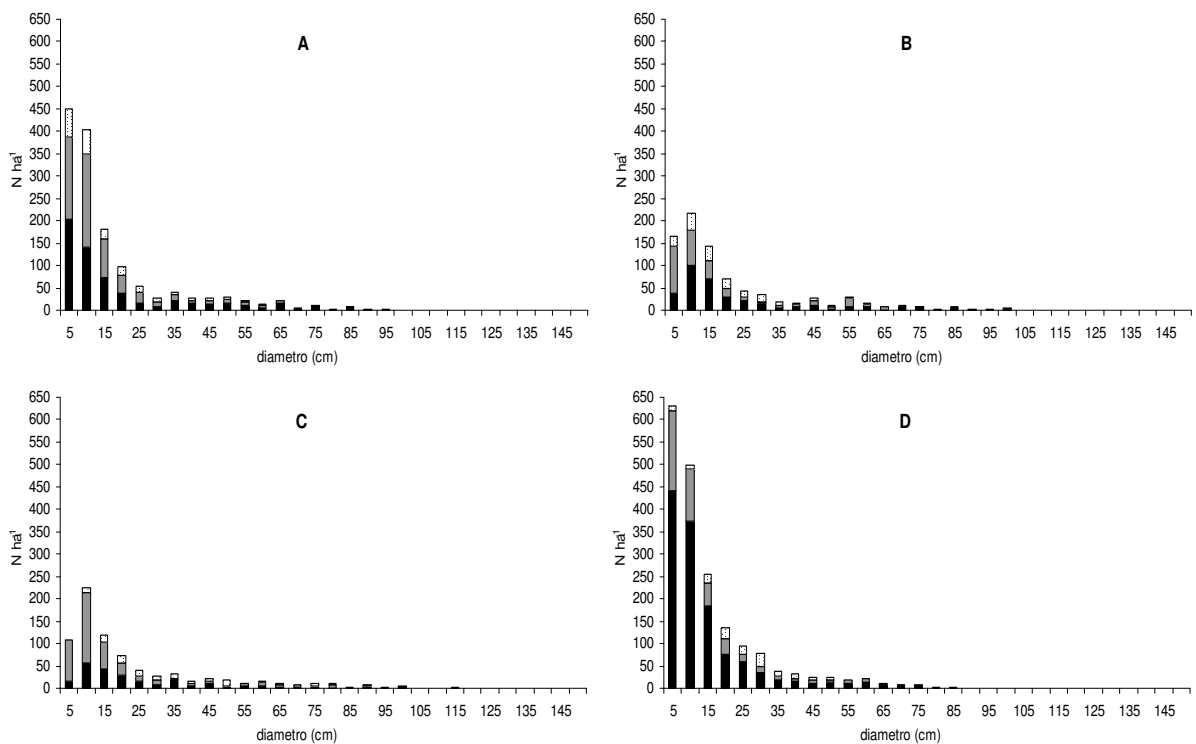


Fig. 4: distribuzioni diametriche dei quattro quadranti dell'area di SLA, con le tre specie in evidenza: in nero, l'abete bianco, in grigio, il faggio, in bianco, l'abete rosso.

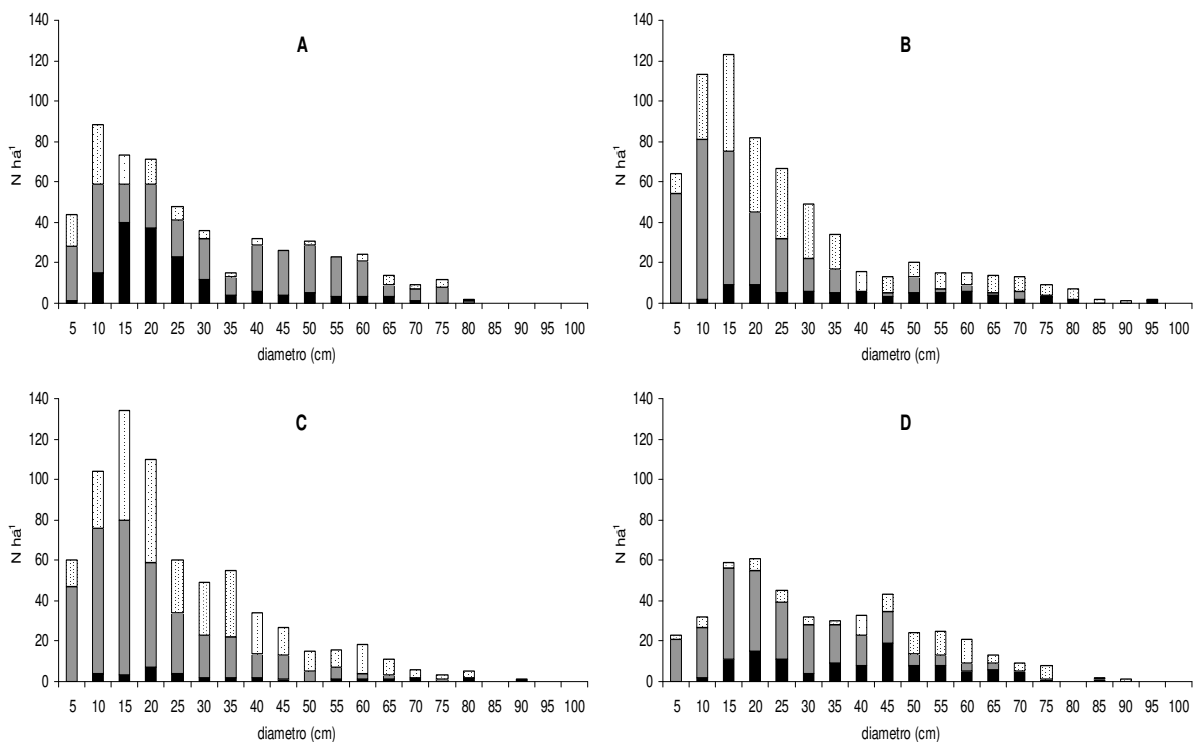


Fig. 5: distribuzioni diametriche dei quattro quadranti dell'area di BAL, con le tre specie in evidenza: in nero, l'abeto bianco, in grigio, il faggio, in bianco, l'abeto rosso.

Il test di Kolmogorov – Smirnov è stato effettuato anche sulle distribuzioni diametriche delle diverse specie nelle due abetine miste: a SLA sono state evidenziate differenze significative solo in un'area per la distribuzione dell'abeto bianco, mentre a BAL le differenze significative sono emerse in un'area per l'abeto rosso e in un'altra per l'abeto bianco.

Scendendo ulteriormente di scala, a livello globale di popolamento, a GIU una sola area presenta curve diametriche diverse in modo significativo dall'area di 4 ha, mentre a SLA le aree sono 3, e nessuna a BAL. Le differenze maggiori sono emerse a livello di specie, nelle due abetine miste: a SLA l'abeto rosso presenta valori significativamente diversi in 12 aree su 16, l'abeto bianco in 6 su 16, il faggio solo in 1 su 16; a BAL l'abeto rosso presenta valori significativamente diversi in 8 casi, l'abeto bianco in 12 e il faggio in 5. Per ulteriori dettagli, le tabelle relative ai test di Kolmogorov – Smirnov sono riportate in Allegato III.

Considerando ora le distribuzioni spaziali, si può osservare come in tutte e tre le aree si registri aggregazione a tutte le distanze analizzate (Fig. 6).

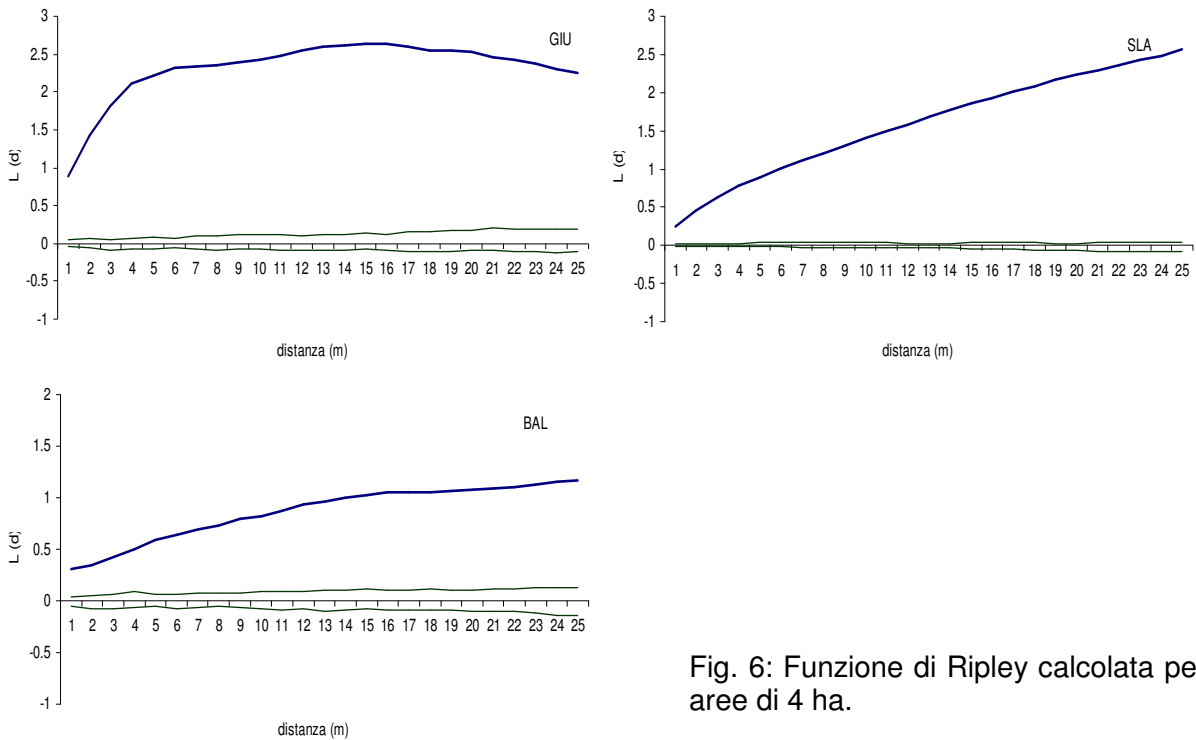


Fig. 6: Funzione di Ripley calcolata per le tre aree di 4 ha.

In media l'informazione ricavata a 4 ha viene mantenuta anche a scala di 1 ha (Figg. 7, 8 e 9). La differenza risiede nell'andamento delle funzioni all'interno dei quattro quadranti, che possono presentare valori maggiori o minori, oppure un picco massimo a una distanza diversa. , ma in tutti i casi l'aggregazione viene mantenuta a tutte le distanze analizzate.

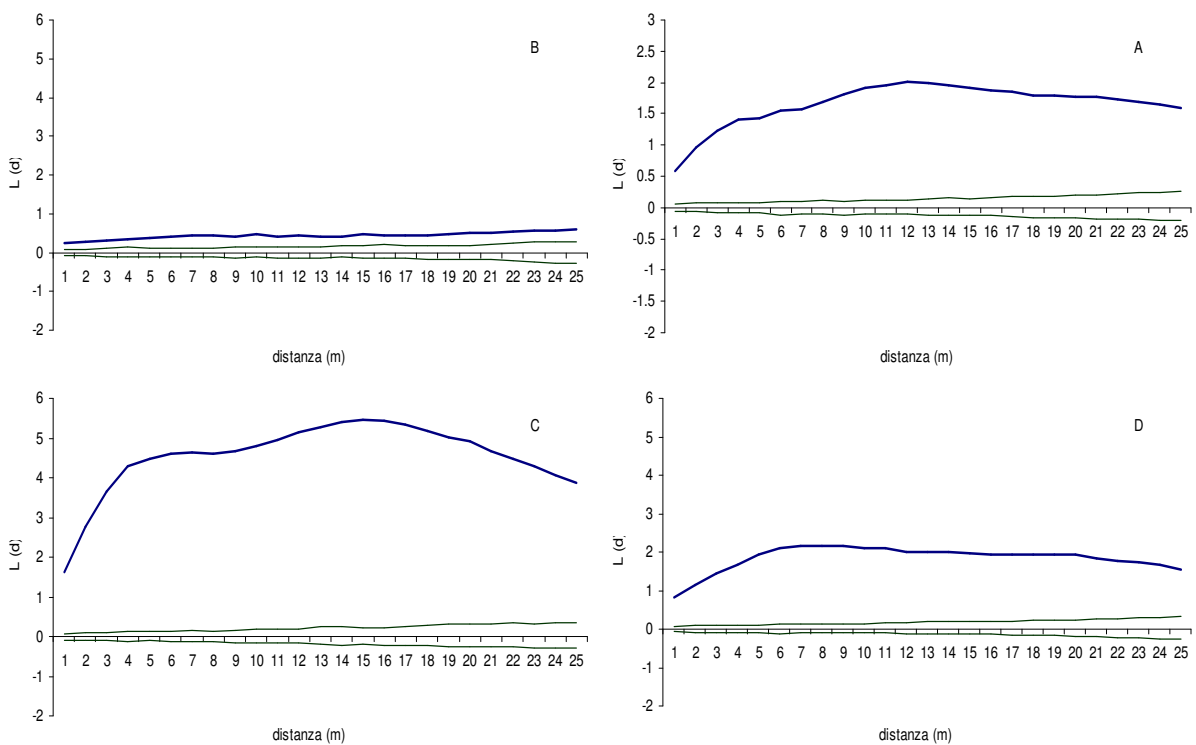


Fig. 7: Funzione di Ripley calcolata per i 4 quadranti dell'area di GIU.

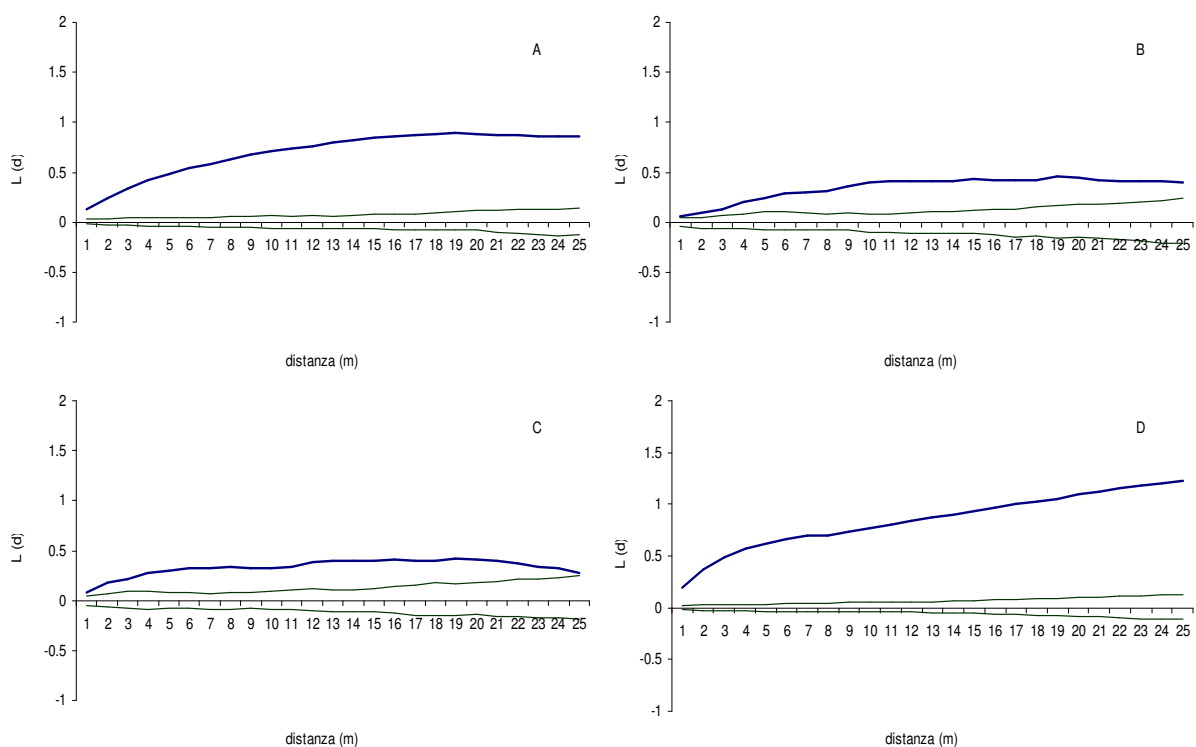


Fig. 8: Funzione di Ripley calcolata per i 4 quadranti dell'area di SLA.

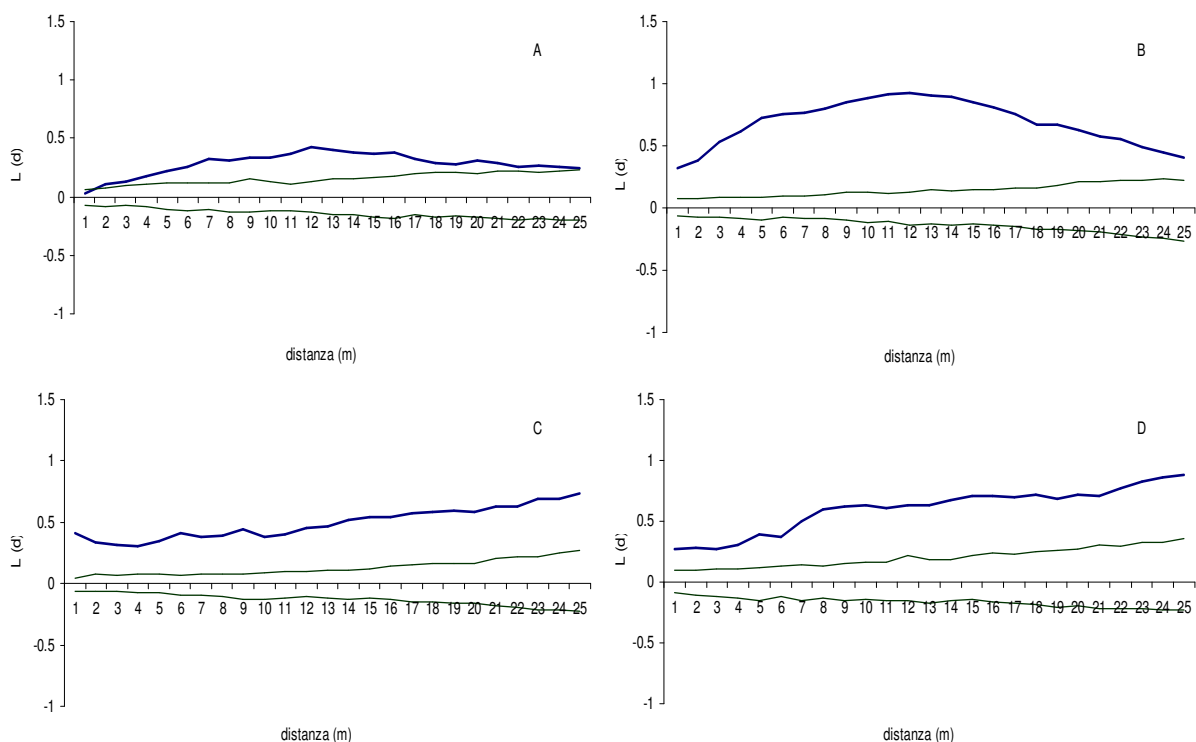


Fig. 9: Funzione di Ripley calcolata per i 4 quadranti dell'area di BAL.

Andando ad analizzare l'ulteriore suddivisione in quadrati di 0.25 ha (Tab. 1, 2 e 3) si nota come a questo livello l'andamento della funzione di Ripley sia più variabile: in tutte e tre le

aree infatti, l'aggregazione a tutte le distanze viene mantenuta in meno della metà dei casi (6 su 16 a GIU, 7 a SLA, 5 a GIU). Negli altri casi, per lo più la funzione evidenzia aggregazione su distanze variabili, oppure distribuzioni di tipo casuale, più raramente le distribuzioni mostrano una tendenza opposta, verso la repulsione.

GIU	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
A1	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
A3	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
A4	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B2	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B3	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C2	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	-	-	-	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
C3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C4	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 1: funzione K di Ripley calcolata fino a 25 m di distanza, per le sotto aree di 0.25 ha in GIU. I valori significativi positivi sono segnati in giallo, in azzurro quelli negativi.

SLA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
A1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A4	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B1	0	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B2	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B3	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B4	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-
C2	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C4	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D2	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D4	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Tab. 2: funzione K di Ripley calcolata fino a 25 m di distanza, per le sotto aree di 0.25 ha in SLA. I valori significativi positivi sono segnati in giallo, in azzurro quelli negativi.

BAL	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
A1	0	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
A2	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A3	0	0	0	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A4	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B1	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B4	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0
C3	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C4	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
D1	+	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D3	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 3: funzione K di Ripley calcolata fino a 25 m di distanza, per le sotto aree di 0.25 ha in BAL. I valori significativi positivi sono segnati in giallo, in azzurro quelli negativi.

Passando all'analisi della struttura spaziale, in Fig. 10 sono riportati i grafici dell'indice I di Moran fino a una distanza di 200 m, calcolati quindi per le aree di 4 ha. Si può notare come a GIU siano stati rilevati gruppi di piante di diametro simile ampi circa 35 m, mentre nelle due abetine miste tali gruppi sono ampi circa 90 – 100 m.

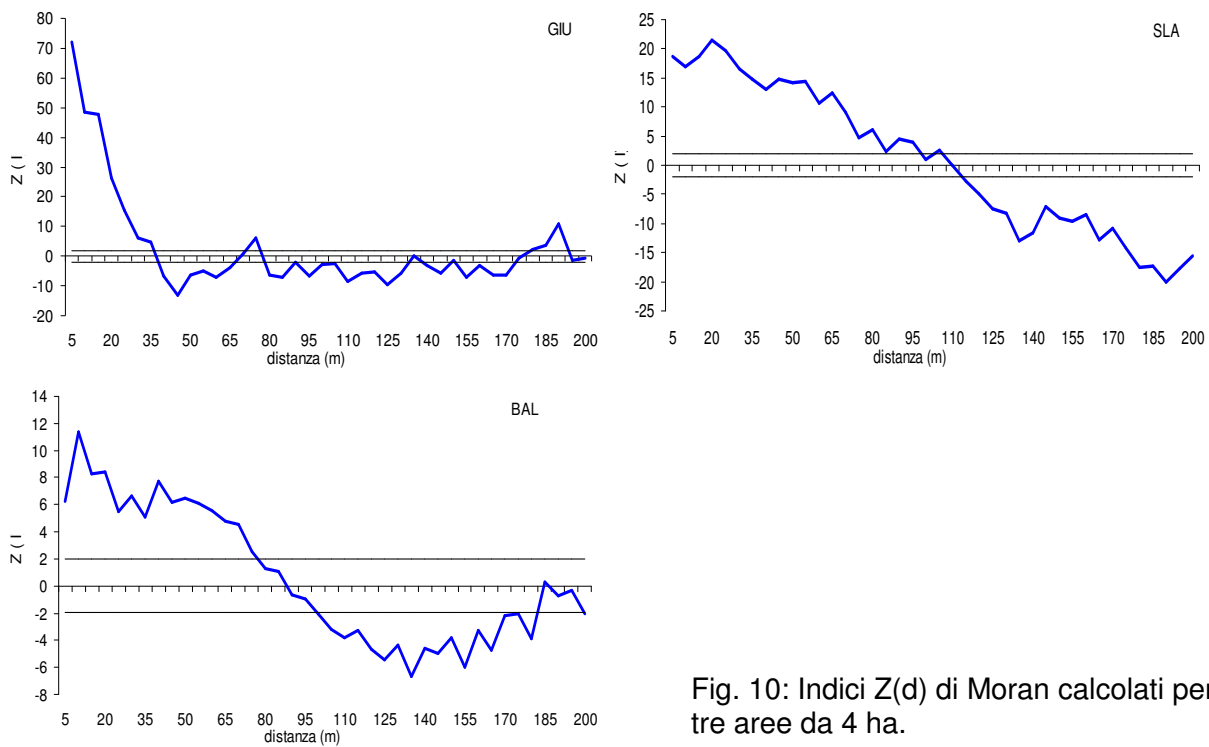


Fig. 10: Indici $Z(d)$ di Moran calcolati per le tre aree da 4 ha.

A scala di 1 ha, in GIU in 3 quadranti su 4 si riscontra la presenza di un gradiente costituito da gruppi, di dimensioni relativamente elevate rispetto alle dimensioni dell'area, di individui di diametro simile all'interno del gruppo ma diverso tra gruppo e gruppo. In un caso si riscontra solo la presenza di gruppi omogenei casualmente distribuiti e con una minore variabilità diametrica intergruppi. Cambiano le dimensioni dei gruppi, che oscillano tra 15 e 25 m, e, quando presente, la distanza tra i gruppi, tra 35 e 80 m.

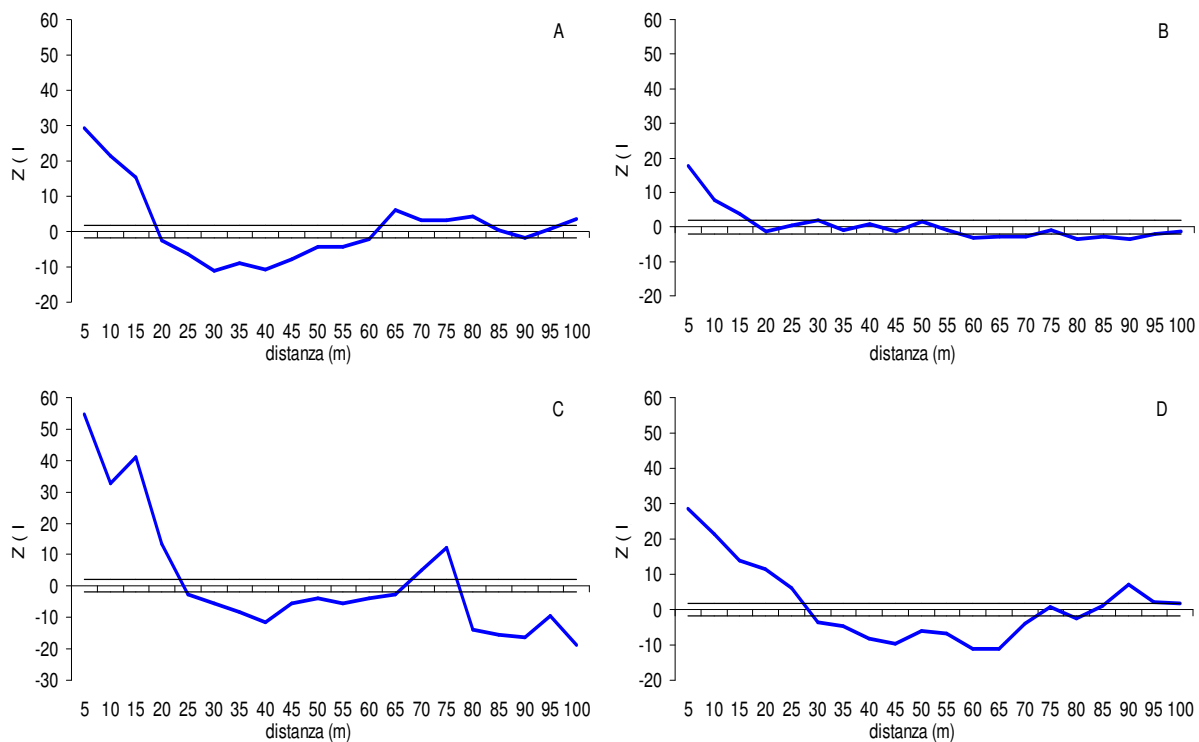


Fig. 11: Indice $Z(d)$ di Moran calcolato per i 4 quadranti dell'area di GIU

Nelle due abetine miste invece (Figg. 12 e 13) il comportamento a livello di 1 ha è più variabile, passando da situazioni in cui si evidenziano gruppi ben definiti ad altre in cui non c'è nessun tipo di organizzazione strutturale e i valori della funzione sono sempre non significativi. A questa scala, anche dove è evidenziata una struttura a gruppi, questi sono di dimensioni minori rispetto a quanto emerso nei 4 ha.

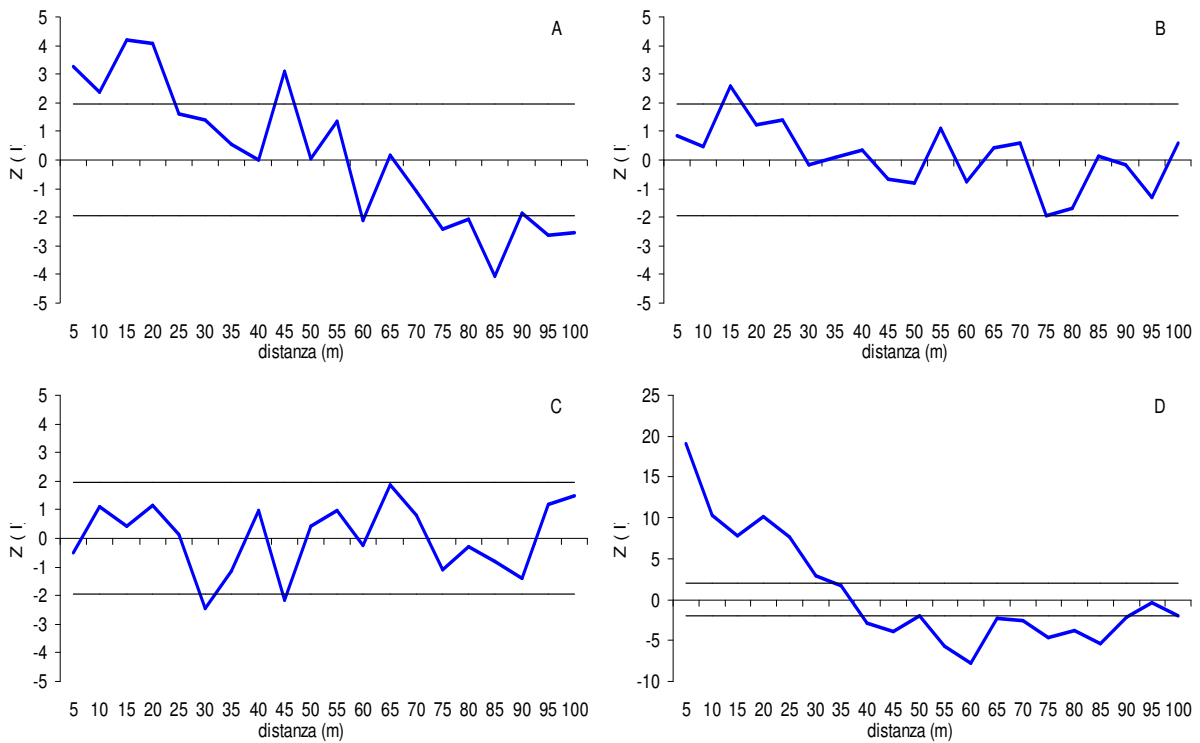


Fig. 12: Indice $Z(d)$ di Moran calcolato per i 4 quadranti dell'area di SLA

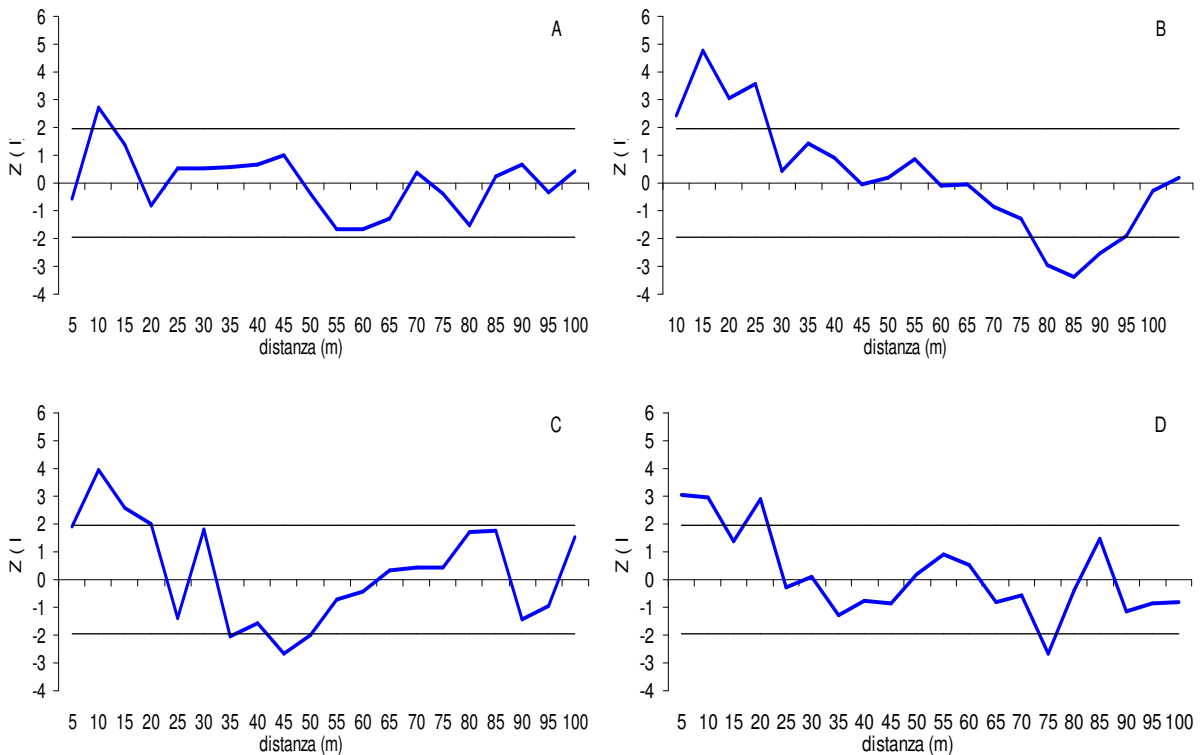


Fig. 13: Indice $Z(d)$ di Moran calcolato per i 4 quadranti dell'area di BAL

Passando alla scala di 0.25 ha (Fig. 14), si osserva un andamento analogo, con un comportamento molto variabile all'interno delle diverse aree, che si dimostra più stabile a GIU, dove la struttura a gruppi ricorre in quasi tutte le aree, pur con dimensioni diverse:

raggiungono in 7 casi dimensioni comparabili a quelle evidenziate nella scala di 1 ha, mentre in 5 casi questi sono di dimensioni inferiori (5 o 10 m). Come si può notare dalla Fig. 14, questa è l'unica area in cui, sovrapponendo i 16 grafici, si riesce ancora a riconoscere un andamento medio che emerge nonostante le diversità delle singole aree. Nelle due abetine questo andamento medio non viene rilevato, al contrario sono molto poche le aree che conservano una struttura spaziale riconoscibile, mentre la maggior parte riporta valori di autocorrelazione non significativi.

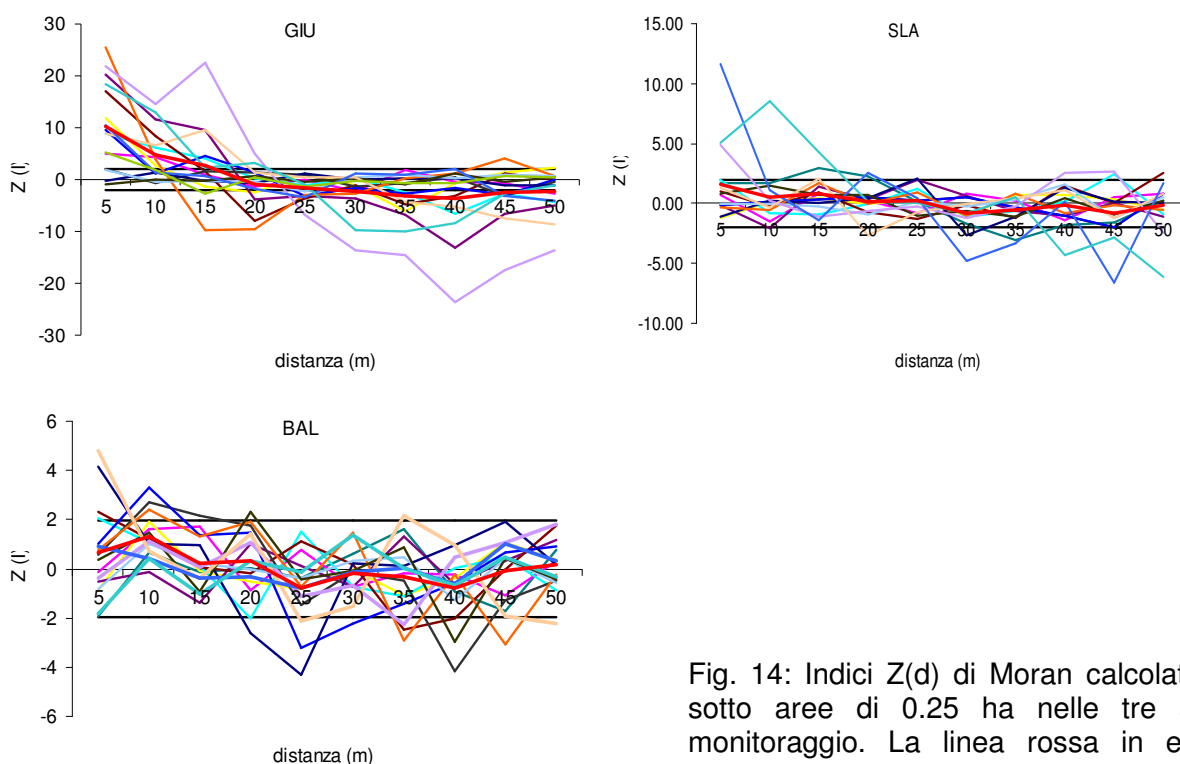


Fig. 14: Indici $Z(d)$ di Moran calcolati per le sotto aree di 0.25 ha nelle tre aree di monitoraggio. La linea rossa in evidenza rappresenta i valori medi delle 16 aree.

Discussione

Da una prima analisi dei parametri generali, si può osservare come alle scale inferiori, i valori presentino una dispersione anche notevole, soprattutto per quanto riguarda il numero di piante morte ad ettaro. La quantità di legno morto in piedi infatti è un parametro che presenta una notevole variabilità (Rouvinen and Kouki 2002; Siitonen et al. 2000), in quanto risente delle dinamiche di mortalità dovuta alla competizione e ai disturbi di vario genere che interessano le diverse zone di un popolamento in maniera casuale o comunque non sempre omogenea. Anche gli altri parametri comunque presentano una variabilità notevole soprattutto a scala di 0.25 ha. Ciò costituisce già un'indicazione di

quanto la scelta della localizzazione dell'area, nel caso si scelga di effettuare aree di questa dimensione, possa condizionare alcuni risultati e di conseguenza l'immagine che se ne ricava del popolamento. Come è stato già ricordato infatti, la scala di osservazione è infatti uno dei punti più critici in ecologia, dato che la nostra percezione della maggior parte delle variabili ecologiche dipende dalla scala a cui le variabili vengono misurate (He et al. 1994).

Per quanto riguarda l'analisi delle distribuzioni diametriche, si è osservato che a scala di 1 ha le differenze con quanto rilevato a scala maggiore sono spesso non significative, anche se queste in alcuni casi appaiono sufficientemente diverse da poter comunque portare a interpretazioni leggermente differenti sulla struttura del popolamento, come per esempio riguardo all'ettaro B dell'area di GIU, in cui appare evidente la scarsità di individui di piccole dimensioni, rispetto alle altre aree da 1 ha e a quella di 4 ha. Lo stesso si può dire per l'area di SLA, dove in due casi su 4 nelle aree da 1 ha la curva di distribuzione diametrica si allontana dalla distribuzione a J rovesciata, considerata la tipica delle foreste vergini (Linder 1998; Meyer and Stevenson 1943). La situazione è analoga anche considerando, per le due abetine, le tre specie separatamente.

I risultati più vari e dunque più interessanti si hanno però a scala di 0.25 ha: valutando i popolamenti nel loro insieme, si ripropone la medesima situazione, per cui raramente le aree in cui vengono suddivisi i popolamenti presentano curve significativamente diverse dall'andamento generale riscontrato a scala dei 4 ha. Invece, nelle due abetine, si osservano comportamenti diversi se si prendono in considerazione le singole specie. Sembra quindi che le tre specie si differenzino a seconda delle esigenze di ognuna, mentre il complesso del popolamento converga verso una distribuzione generale che viene mantenuta pressoché stabilmente alle diverse scale. È interessante quindi osservare come nei due popolamenti misti una struttura apparentemente omogenea sia in realtà eterogenea e composita al suo interno, mentre in presenza di una sola specie, il comportamento sia più regolare. Chiaramente un campione di sole tre aree non permette di elaborare inferenze di carattere generale: le differenze potrebbero essere imputabili ad altri fattori e non necessariamente alla composizione specifica dei popolamenti. Sarebbero necessari altri confronti ed analisi per avere un riscontro effettivo della attendibilità di questa ipotesi.

Passando ad osservare le distribuzioni spaziali degli individui, si è visto come, per tutte le aree considerate, passando da una scala di 4 ha a 1 ha i risultati non siano molto diversi tra loro, mentre a scala inferiore i comportamenti siano più vari. Questo sembrerebbe indicare che superfici ampie da 1 a 4 ha costituiscono un livello di scala sufficiente a cogliere l'organizzazione di questo tipo di popolamenti. Recenti studi hanno infatti mostrato come le dinamiche forestali siano guidate non solo da disturbi di piccola scala che determinano la formazione di piccole buche, ma anche da disturbi periodici di media intensità che provocano la formazione di buche più ampie ($>1000 \text{ m}^2$) (Nagel and Diaci 2006; Woods 2004). In questo lavoro ci si è limitati a considerare i tre popolamenti nel loro complesso, senza effettuare divisioni per classi dimensionali o, dove possibile, per specie. Tali suddivisioni, utili a indagare in modo più approfondito l'organizzazione spaziale dei popolamenti, se fattibili a scala di 4 ha, sono più difficili, ove non impossibili da effettuare, a scale più piccole, a causa della numerosità del campione, in alcuni casi troppo ridotto per produrre risultati significativi applicando le statistiche della Point Pattern Analysis. Un altro limite non trascurabile consiste nel fatto che, utilizzando aree di piccole dimensioni, si riducono significativamente l'area e le distanze di indagine in quanto, per tener conto dell'effetto di margine, è necessario considerare distanze che siano al massimo la metà della lunghezza della dimensione maggiore dell'area in esame (Wiegand and Moloney 2004).

Passando ad analizzare le strutture spaziali, è emerso che la struttura a gruppi che caratterizza le tre aree osservate, a scale inferiori venga persa in misura variabile secondo i casi. GIU è l'area in cui la struttura si mantiene più stabile, visto che anche a scala più piccola viene rilevata quasi sempre la presenza di un gradiente dimensionale. La dimensione dei gruppi rilevati però si riduce, passando da 35 m, ad un intervallo compreso tra 15 e 25 m. A scala di 0.25 ha, il gradiente viene mantenuto solo in alcune aree e, anche in quei casi, la dimensione dei gruppi rilevati si riduce ulteriormente. Nelle due abetine, caratterizzate a livello globale da gruppi ampi circa 100 m, le differenze sono ancora più evidenti: a scala di 1 ha, anche nelle aree dove è ancora presente un gradiente dimensionale, i gruppi rilevati sono di dimensioni decisamente inferiori (attorno ai 25 m), mentre in quasi tutte le aree da 0.25 ha non è più riconoscibile alcun tipo di struttura. Anche in questo caso, dunque, l'ampiezza delle aree influisce in modo considerevole sulla capacità degli indici di rilevare il tipo di organizzazione presente. Questi risultati sembrano

quindi confermare come ampliando l'area di campionamento emergano delle strutture che non sono osservabili a scale d'indagine più piccole (Swanson and Sparks 1990).

Al di là dei risultati ottenuti in ogni singola analisi, emerge un'osservazione di carattere generale sulle scale prese in esame. Nel presente studio le analisi hanno interessato superfici massime di 4 ha: teoricamente per avere una conferma che la scala esplorata sia sufficiente a cogliere la reale struttura del popolamento, si dovrebbe estendere l'area fino a che non si trovi una costanza nelle caratteristiche rilevate. Si ritiene comunque che la superficie di 4 ha possa essere considerata sufficiente a cogliere le principali strutture e dinamiche in atto a livello di mesoscala, almeno nei popolamenti come quelli presi in esame appartenenti alla fascia temperata, considerato che le dimensioni sono maggiori o al più comparabili con l'entità dei disturbi che naturalmente avvengono in questi ecosistemi (Nagel et al. 2006).

Conclusioni

Da questo breve studio emerge come, nell'analisi della struttura di un popolamento forestale, le caratteristiche rilevate possano dipendere dalla scala considerata e le differenze riscontrate a livello di scala possano essere e più o meno evidenti a seconda del popolamento studiato e delle variabili sotto esame. Dalle analisi effettuate sembra che con aree di 4 ha si riesca a cogliere con maggiore chiarezza le caratteristiche medie dei popolamenti e le loro strutture generali mentre, diminuendo la scala di osservazione, aumenti il rischio di trovare situazioni non altrettanto rappresentative e di conseguenza, di indebolire le potenzialità interpretative con il risultato di formulare ipotesi su basi incerte. Questo rischio appare realistico soprattutto se si considera che è spesso necessario disporre di un campione di individui consistente, sia per ottenere risultati significativi nelle statistiche spaziali, sia per avere la possibilità di stratificare il campione in categorie diverse o di suddividere l'area secondo determinati criteri al fine di ottenere delle analisi più di dettaglio (ad esempio, studiare la distribuzione delle singole specie di un popolamento, oppure isolare una determinata zona dell'area di monitoraggio che presenta caratteristiche particolari – un nucleo di rinnovazione, uno schianto – ed effettuare le analisi solo su quella). Ciò evidentemente diventa difficile quando la superficie a disposizione si riduce in modo considerevole, in quanto assieme all'area si riducono anche

la numerosità del campione e la relativa variabilità: banalmente quindi, risulta possibile scendere da una scala di riferimento ampia a una inferiore al fine di ottenere un maggior dettaglio nelle informazioni, ma non viceversa.

Bibliografia

- Addicott, J.F., J.M. Aho, M.F. Antolin, D.K. Padilla, J.S. Richardson, and D.A. Soluk. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49(3):340-346.
- Allen, T.F.H., and T.B. Starr. 1982. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press Chicago.
- Cliff, A., and J. Ord. 1973. *Spatial Autocorrelation* London, Pion London UK.
- Cliff, A.D., and K. Ord. 1970. Spatial autocorrelation: a review of existing and new measures with applications. *Economic Geography* 46:269-292.
- Condit, R. 1999. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 354(1391):1739-1748.
- Fortin, M.J., M.R.T. Dale, and J. ver Hoef. 2002. Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of environmetrics* 4:2051–2058.
- Frelich, L.E., and P.B. Reich. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monographs* 65(3):325-346.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1(2):143-156.
- Hardesty, B.D., C.W. Dick, A. Kremer, S. Hubbell, and E. Bermingham. 2005. Spatial genetic structure of *Simarouba amara* Aubl.(Simaroubaceae), a dioecious, animal-dispersed Neotropical tree, on Barro Colorado Island, Panama. *Heredity* 95(4):290-297.
- He, F., P. Legendre, C. Bellehumeur, and J.V. LaFrankie. 1994. Diversity pattern and spatial scale: a study of a tropical rain forest of Malaysia. *Environmental and Ecological Statistics* 1(4):265-286.
- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology*:1017-1024.
- Legendre, P., and M.J. Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Plant Ecology* 80(2):107-138.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* 73(6):1943-1967.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13(1):451-461.
- Magnuson, J.J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience*:495-501.
- Manokaran, N., and J.V. LaFrankie. 1990. Stand structure of Pasoh Forest Reserve, a lowland rain forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science* 3(1):14-24.
- Meyer, H.A., and D.D. Stevenson. 1943. The structure and growth of virgin beech-birch-maple-hemlock forests in northern Pennsylvania. *J. Agric. Res* 67:465-484.
- Nagel, T.A., and J. Diaci. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research* 36(3):629-638.

- Nagel, T.A., M. Svoboda, and J. Diaci. 2006. Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest Ecology and Management* 226(1-3):268-278.
- Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*:172-212.
- Rouvinen, S., and J. Kouki. 2002. Spatiotemporal Availability of Dead Wood in Protected Old-growth Forests: A Case Study from Boreal Forests in Eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17(4):317-329.
- Rozas, V. 2006. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forest in Cantabria, northern Spain. *Plant Ecology* 185(1):57-72.
- Sawada, M. 1999. Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 80(4):231-234.
- Siitonen, J., P. Martikainen, P. Punttila, and J. Rauh. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128(3):211-225.
- Swanson, F.J., and R.E. Sparks. 1990. Long-term ecological research and the invisible place. *BioScience* 40(7):502-508.
- Turner, M.G., V.H. Dale, and R.H. Gardner. 1989a. Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology* 3(3):245-252.
- Turner, M.G., R.V. O'Neill, R.H. Gardner, and B.T. Milne. 1989b. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3(3):153-162.
- Wiegand, T. 2004. Introduction to Point Pattern Analysis with Ripley's L and the O-ring statistic using the Programita software A user manual with an collection of examples for point pattern analysis using the Programita software.
- Wiegand, T., and K.A. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104(2):209.
- Woods, K.D. 2004. Intermediate disturbance in a late successional hemlock northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 92(3):464-476.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall 630:649.

Allegato I

Tabelle riassuntive delle caratteristiche generali delle tre aree considerate.

$N_{ha^{-1}}$: numero totale di piante a ettaro, $N_{vha^{-1}}$: numero di piante vive $N_{mha^{-1}}$: numero di piante morte, D_m : diametro medio, H_m : altezza media, $G_{ha^{-1}}$: area basimetrica a ettaro.

AA: abete bianco, FS: faggio, PA: abete rosso.

Tab. 1: valori relativi all'area di GIU

GIU	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	641	500	141	31.1	15.4	48.6

A	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	623	480	143	31.8	16.7	38.1

B	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	646	493	153	34	17.3	44.9

C	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	616	473	143	35.5	16.7	46.9

D	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	553	443	110	29.8	14.5	38.6

A1	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	612	456	156	31.9	16.3	36.4

B1	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	652	536	116	31.5	16.7	41.9

A2	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	664	488	176	33.1	19.8	42.1

B2	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	660	480	180	33	19.1	41.1

A3	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	504	404	100	34.1	17.7	36.8

B3	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	532	416	116	34.8	23.6	45.6

A4	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	712	572	140	28.7	13.4	36.4

B4	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	740	540	200	36.1	20.6	49.1

C1	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	588	496	92	34.9	17.7	47.6

D1	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	532	448	84	28.9	13.6	34.9

C2	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	424	332	92	44.7	23.1	52.0

D2	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	460	396	64	34.2	17.3	42.2

C3	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	540	276	264	43	24.5	40.0

D3	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	876	764	112	24.5	10.2	41.3

C4	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	912	788	124	27.9	11.3	48.0

D4	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
Tot	620	456	164	30.5	19.4	45.2

Tab. 2: valori relativi all'area di SLA:

SLA	$N_{ha^{-1}}$	$N_{vha^{-1}}$	$N_{mha^{-1}}$	D_m	H_m	$G_{ha^{-1}}$
AA	743.7	623.6	120.1	26.7	9.6	31.2
FS	479.4	451.8	27.7	25.23	10.2	14.8
PA	213.7	166.2	47.5	20.44	13.5	9.3
Altro	8.0	7.3	0.7	24.7	15.2	1.5
Tot	1444.9	1248.9	196.0	26.6	10.4	56.8

A	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	765	629	136.0	27.2	11.0	36.4
FS	668	619	49.0	17.2	10.0	14.4
PA	269	219	50.0	19.3	10.5	6.4
Altro	10	9	1.0	13.8	12.6	0.1
Tot	1712	1476	236.0	22.2	10.5	57.3

B	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	399.0	355.0	44.0	31.6	13.5	27.0
FS	344.0	329.0	15.0	23.9	11.5	14.8
PA	225.0	174.0	51.0	26.2	13.9	9.4
Altro	1.0	1.0	0.0	7	10.0	0
Tot	969.0	859.0	110.0	27.8	12.8	51.2

C	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	322	255	67.0	35.8	16.2	25.7
FS	451	422	29.0	22	10.9	16.1
PA	143	122	21.0	38.6	22.2	14.3
Altro	3	3	0.0	26.4	11.1	0.2
Tot	919	802	117.0	29.9	14.3	56.2

D	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	1576.0	1327.0	249.0	17.9	8.0	33.4
FS	491.0	472.0	19.0	19.2	10.1	13.6
PA	220.0	149.0	71.0	27	17.8	8.5
Altro	20.0	18.0	2.0	24.9	17.3	0.9
Tot	2301.0	1966.0	335.0	19.1	9.3	56.4

A1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	884	772	112.0	25.5	10.0	39.2
FS	480	460	20.0	19.3	9.3	13.6
PA	540	472	68.0	14.8	7.9	8.0
Altro	0	0	0.0	0	0.0	0
Tot	1904	1704	200.0	21.3	9.2	60.8

B1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	380.0	352.0	28.0	31.3	13.9	27.2
FS	340.0	134.0	206.0	21.3	11.0	11.6
PA	212.0	84.0	128.0	29.8	11.4	11.6
Altro	0.0	0.0	0.0	0	0.0	0
Tot	932.0	570.0	362.0	27.7	12.3	50.4

A2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	604	468	136.0	36.9	16.6	50.0
FS	476	472	4.0	17.5	9.7	11.2
PA	280	216	64.0	16.2	8.6	4.4
Altro	0	0	0.0	0.0	0.0	0
Tot	1360	1156	204.0	26.9	8.0	65.6

B2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	416.0	348.0	68.0	28.7	12.0	22.4
FS	328.0	320.0	8.0	24.3	11.7	14.8
PA	336.0	264.0	72.0	18.5	11.2	7.2
Altro	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
Tot	1080.0	932.0	148.0	24.7	11.7	44.4

A3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	676	532	144.0	29.4	12.5	36.4
FS	556	540	16.0	17.5	9.3	12.8
PA	104	72	32.0	26.1	13.7	4.0
Altro	0	0	0.0	0	0.0	0
Tot	1336	1144	192.0	24.3	11.1	53.2

B3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	332.0	312.0	20.0	36.7	16.3	8.8
FS	196.0	192.0	4.0	30.1	13.5	14.0
PA	47.0	34.0	13.0	25.7	15.4	7.2
Altro	0.0	0.0	0.0	0	0.0	0
Tot	575.0	538.0	37.0	32.8	15.3	30.0

A4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	896	744	152.0	18.6	7.4	20.0
FS	1160	1008	152.0	15.9	11.0	20.0
PA	152	116	36.0	31.7	22.5	9.2
Altro	40	40	0.0	13.8	11.3	0.4
Tot	2248	1908	340.0	18.3	10.3	49.6

B4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	468.0	408.0	60.0	30	12.2	28.8
FS	512.0	480.0	32.0	22.2	10.8	18.4
PA	164.0	132.0	32.0	34	20.8	12.0
Altro	4.0	4.0	0.0	7	10.0	0.02
Tot	1148.0	1024.0	124.0	27.2	12.6	59.2

C1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	448	384	64.0	31.4	14.6	29.6
FS	448	424	24.0	21.1	12.2	15.2
PA	164	124	40.0	42.1	28.0	17.2
Altro	4	4	0.0	21	17.9	0.1
Tot	1064	936	128.0	29.1	15.3	62.1

D1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	1464.0	1188.0	276.0	15.6	8.1	22.4
FS	544.0	520.0	24.0	15.8	11.3	10.0
PA	140.0	76.0	64.0	25.3	19.1	3.6
Altro	48.0	44.0	4.0	18.2	18.9	0.8
Tot	2196.0	1828.0	368.0	16.3	9.7	36.8

C2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	308	228	80.0	40.4	17.8	29.2
FS	396	388	8.0	21.7	11.1	14.4
PA	108	100	8.0	32.2	20.4	8.0
Altro	4	4	0.0	6.5	7.8	0.01
Tot	816	720	96.0	30.2	14.5	51.6

D2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	1020.0	852.0	168.0	27.1	13.0	49.2
FS	400.0	384.0	16.0	21.9	11.5	14.4
PA	148.0	112.0	36.0	31.5	20.3	8.8
Altro	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
Tot	1568.0	1348.0	220.0	26.2	13.1	72.4

C3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	184	31	153.0	39.3	18.0	15.2
FS	512	484	28.0	24	9.6	22.0
PA	108	96	12.0	38.6	19.3	11.2
Altro	4	4	0.0	40	7.6	0.4
Tot	808	615	193.0	29.6	12.3	48.8

D3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	1556.0	1344.0	212.0	18.3	7.0	35.2
FS	592.0	560.0	32.0	19.4	8.0	16.4
PA	216.0	164.0	52.0	26.3	16.2	8.8
Altro	4.0	4.0	0.0	18	13.7	0.03
Tot	2368.0	2072.0	296.0	19.3	8.0	60.4

C4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	348	284	64.0	35.9	16.3	28.8
FS	448	392	56.0	20.7	10.9	13.2
PA	192	168	24.0	39.5	20.5	20.4
Altro	0	0	0.0	0	0.0	0
Tot	988	844	144.0	30.7	14.6	62.4

D4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	2264.0	1924.0	340.0	13.2	6.5	26.4
FS	432.0	428	4	20	10	13.6
PA	380.0	248.0	132	25.6	17.4	12.8
Altro	36	32	4	27.6	15.8	2
Tot	3112	2632	480	16.3	8.2	54.8

Tab. 3: valori relativi all'area di BAL:

BAL	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	108	94	14	35.5	20.7	9.3
FS	348	317	31	26.7	15.9	17.8
PA	340	208	132	24.4	18.9	19.3
Altro	12	10	2	15.3	10.3	0.2
Tot	808	629	179	30.7	17.5	46.6

A	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	187	158	29	25.9	15.8	8.3
FS	326	291	35	36.6	21.3	30.6
PA	210	110	100	28.9	11.9	7.2
Altro	0	0	0	0.0	0.0	0.0
Tot	723	559	164	32.4	17.9	46.1

B	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	81	71	10	43.0	24.5	10.3
FS	350	321	29	20.9	13.1	11.0
PA	436	279	157	33.8	19.4	25.0
Altro	17	15	2	9.5	9.4	0.1
Tot	884	686	198	29.4	16.7	46.4

C	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	37	32	5	8.0	19.7	3.7
FS	402	368	34	22.2	13.7	14.1
PA	569	319	250	31.9	18.7	25.5
Altro	23	19	4	16.3	10.6	0.4
Tot	1031	738	293	27.5	16.1	43.7

D	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	123	113	10	40.6	25.5	14.6
FS	275	253	22	26.7	16.9	14.1
PA	108	97	11	47.6	26.7	17.3
Altro	4	0	4	15.0	12.9	0.0
Tot	510	463	47	35.5	21.0	46.0

A1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	200	184	16	19.9	12.3	5.7
FS	412	376	36	30.3	20.4	27.1
PA	160	68	92	45.7	19.3	11.1
Altro	0	0	0	0.0	0.0	0.0
Tot	772	628	144	29.9	17.9	43.9

B1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	108	84	24	38.7	25.0	9.9
FS	424	344	80	24.5	16.9	16.3
PA	224	160	64	47.3	22.9	28.2
Altro	4	4	0	15.5	18.0	0.1
Tot	760	592	168	34.2	19.7	54.5

A2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	92	84	8	24.1	15.0	3.8
FS	384	320	64	38.4	22.1	37.1
PA	324	188	136	20.0	9.3	5.9
Altro	0	0	0	0.0	0.0	0.0
Tot	800	592	208	31.7	17.0	46.8

A3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	184	156	28	20.5	13.4	5.1
FS	232	220	12	46.4	26.5	37.1
PA	268	132	136	16.5	6.6	2.8
Altro	0	0	0	0.0	0.0	0.0
Tot	684	508	176	33.6	17.3	45.0

A4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	272	208	64	33.6	21.0	18.5
FS	276	248	28	32.9	17.1	21.0
PA	88	52	36	46.8	25.5	9.0
Altro	0	0	0	0.0	0.0	0.0
Tot	636	508	128	34.9	19.6	48.5

C1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	20	20	0	36.6	14.9	2.1
FS	424	396	28	26.0	15.4	21.1
PA	796	356	440	27.0	18.3	20.4
Altro	12	12	0	19.5	11.3	0.4
Tot	1252	784	468	26.7	16.6	44.0

C2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	24.0	20.0	4.0	51.0	25.6	4.1
FS	304.0	296.0	8.0	15.7	12.0	5.8
PA	692.0	400.0	292.0	32.1	20.2	32.4
Altro	44.0	36.0	8.0	13.9	10.1	0.5
Tot	1064.0	752.0	312.0	26.9	16.6	42.8

C3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	48.0	44.0	4.0	40.5	23.6	5.7
FS	440.0	400.0	40.0	16.7	12.1	8.7
PA	256.0	232.0	24.0	45.7	24.1	38.1
Altro	16.0	12.0	4.0	17.9	10.1	0.3
Tot	760.0	688.0	72.0	31.1	16.9	52.8

C4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	56.0	44.0	12.0	29.4	15.2	3.0
FS	440.0	380.0	60.0	26.7	15.0	21.3
PA	532.0	288.0	244.0	22.0	12.9	10.9
Altro	20.0	16.0	4.0	17.4	11.3	0.4
Tot	1048.0	728.0	320.0	24.9	14.1	35.6

B2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	144	136	8	42.2	22.8	19.0
FS	296	288	8	18.5	10.4	7.7
PA	268	188	80	34.5	18.0	17.6
Altro	4	4	0	23.5	12.7	0.2
Tot	712	616	96	30.3	15.5	44.5

B3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	24	20	4	52.6	29.7	4.4
FS	368	360	8	16.0	9.4	7.2
PA	564	408	156	32.5	18.8	33.5
Altro	28	28	0	8.8	8.5	0.2
Tot	984	816	168	26.7	14.6	45.3

B4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	48	44	4	48.0	26.0	8.0
FS	316	296	20	23.5	15.7	12.8
PA	692	364	328	27.0	19.1	20.9
Altro	36	28	8	16.6	8.5	0.5
Tot	1092	732	360	27.2	17.8	42.2

D1	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	180	172	8	43.4	28.5	25.5
FS	84	80	4	19.3	11.1	2.4
PA	116	112	4	50.4	29.7	22.3
Altro	1	1	0	16.0	14.6	0.1
Tot	381	365	16	41.7	24.9	50.3

D2	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	116.0	92.0	24.0	39.8	22.9	11.4
FS	408.0	368.0	40.0	27.2	18.6	21.4
PA	84.0	76.0	8.0	37.4	24.0	8.9
Altro	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Tot	608.0	536.0	72.0	31.6	20.0	41.7

D3	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	116.0	112.0	4.0	37.8	23.0	12.6
FS	344.0	320.0	24.0	32.6	19.3	26.7
PA	60.0	40.0	20.0	44.6	21.0	6.2
Altro	4.0	4.0	0.0	9.5	11.0	0.0
Tot	524.0	476.0	48.0	34.9	20.3	45.5

D4	Nha ⁻¹	N _v ha ⁻¹	N _m ha ⁻¹	D _m	H _m	Gha ⁻¹
AA	80.0	76.0	4.0	39.1	25.7	9.1
FS	256.0	244.0	12.0	17.8	13.2	6.0
PA	172.0	164.0	8.0	41.5	27.3	33.1
Altro	8.0	8.0	0.0	16.8	12.9	0.2
Tot	516.0	492.0	24.0	46.9	19.8	48.4

Allegato II

Grafici relativi alle distribuzioni diametriche per 0.25 ha:

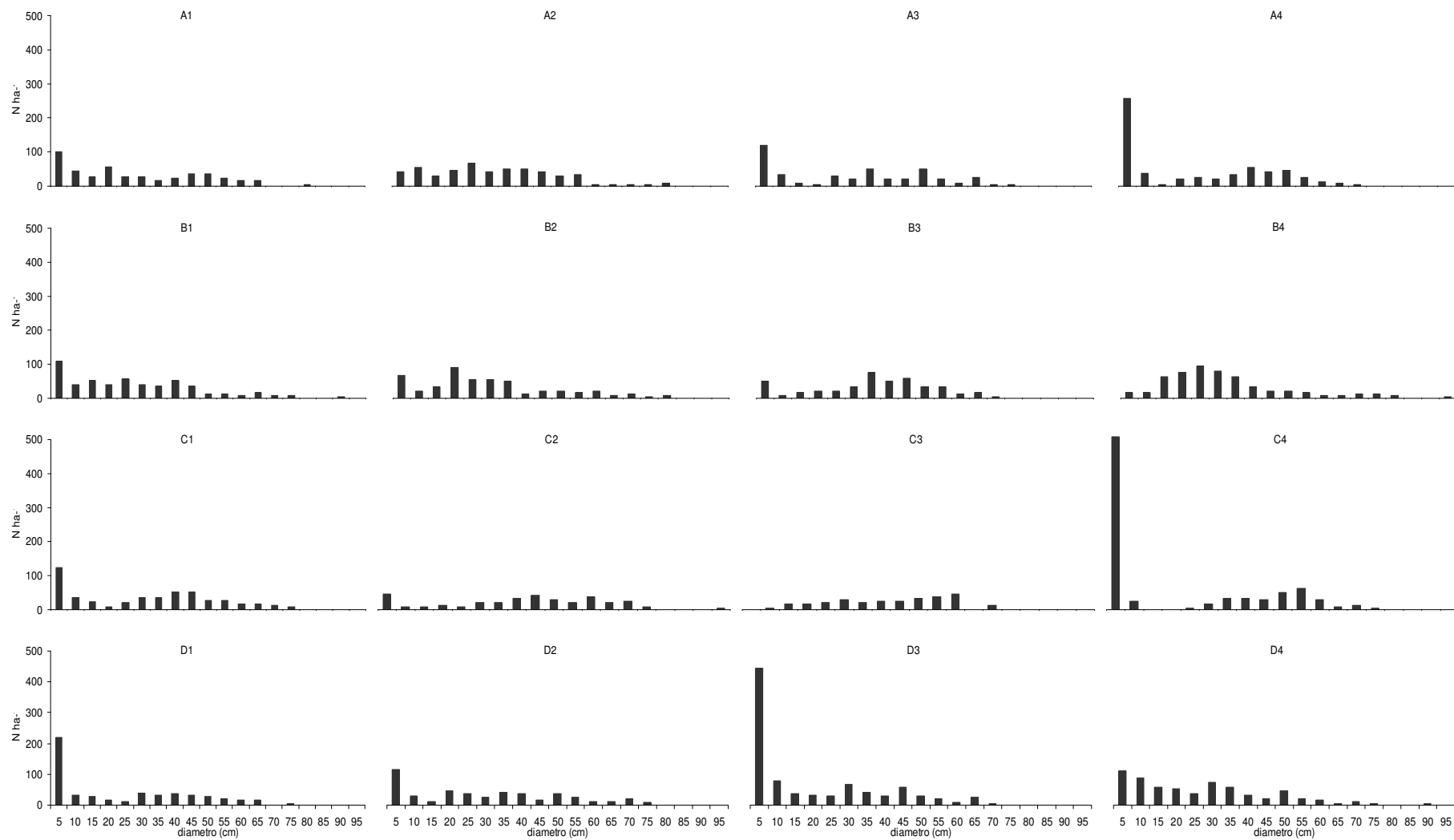


Fig. 1: Distribuzioni diametriche delle aree da 0.25 ha in GIU.

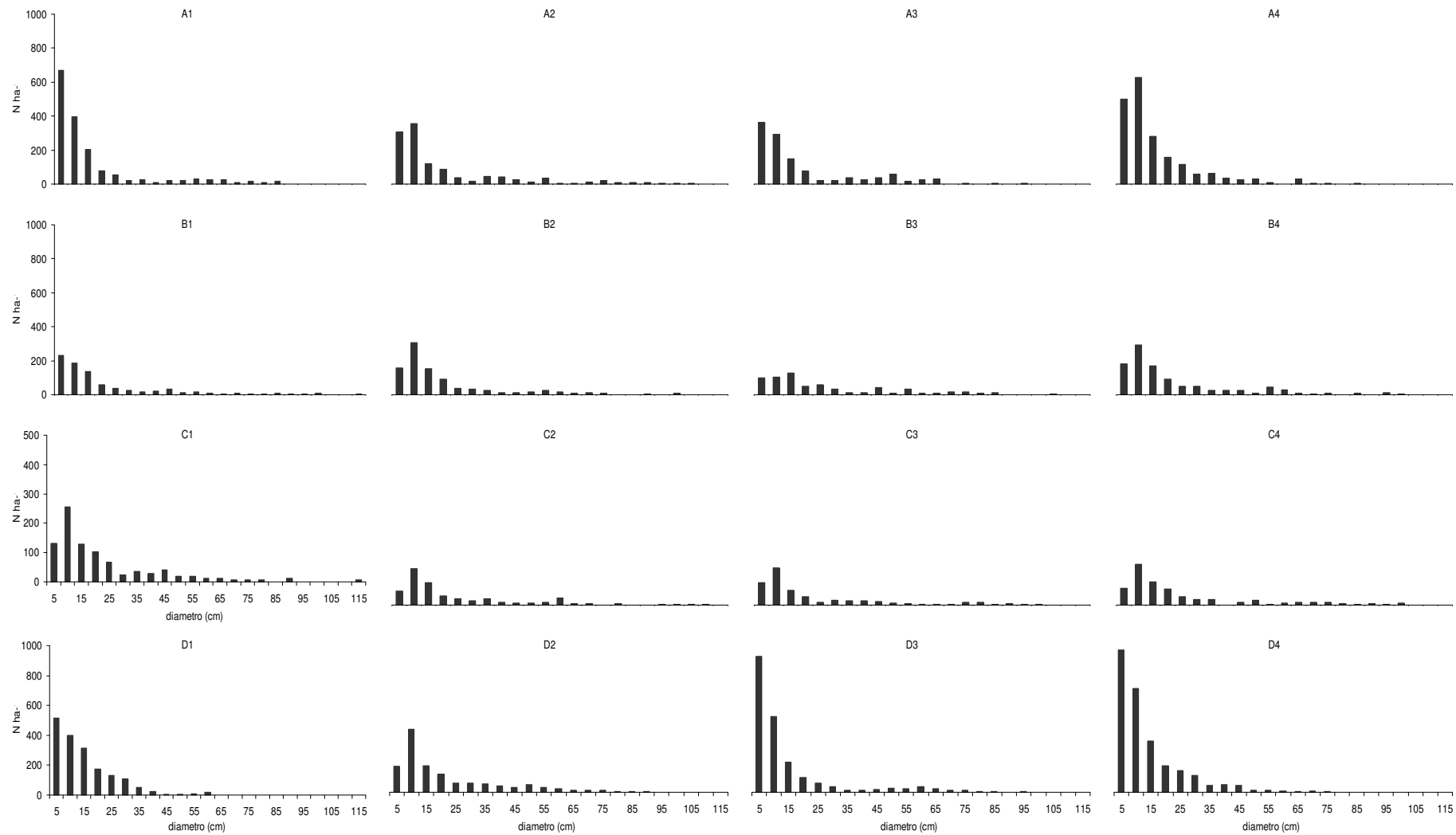


Fig. 2: Distribuzioni diametriche delle aree da 0.25 ha in SLA.

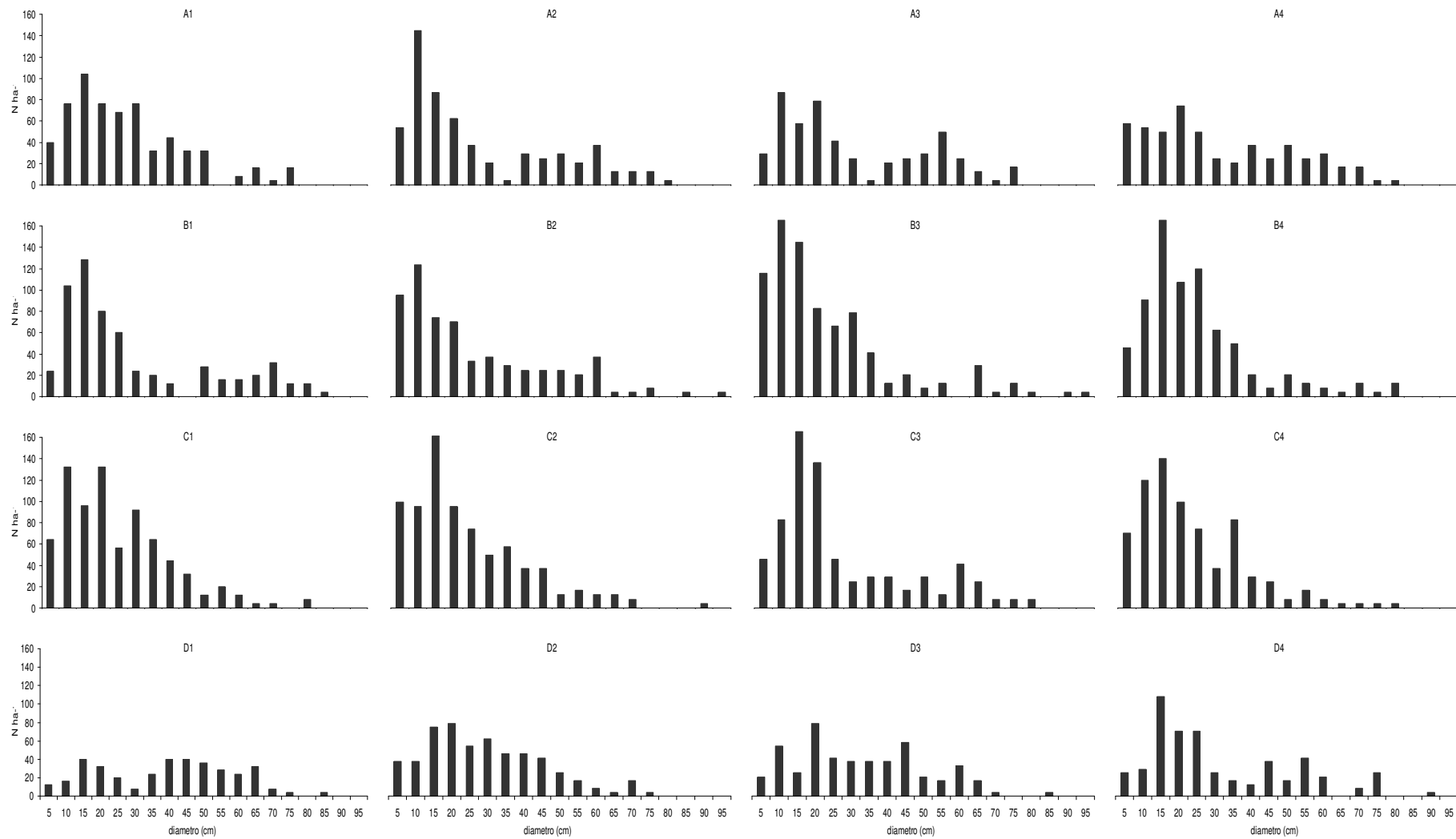


Fig. 3: Distribuzioni diametriche delle aree da 0.25 ha in BAL.

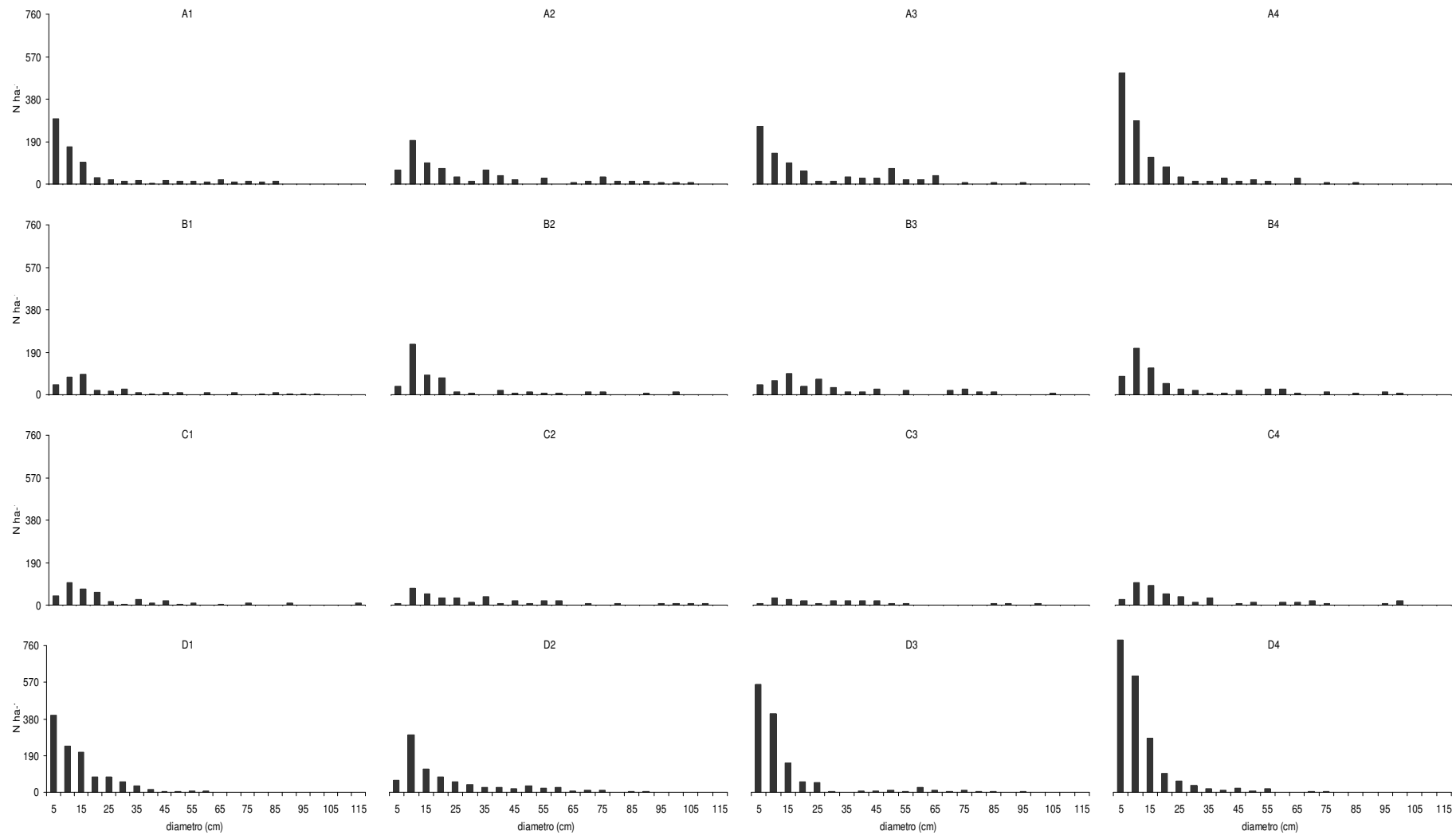


Fig. 4: Distribuzioni diametriche dell'abete bianco nelle aree da 0.25 ha in SLA.

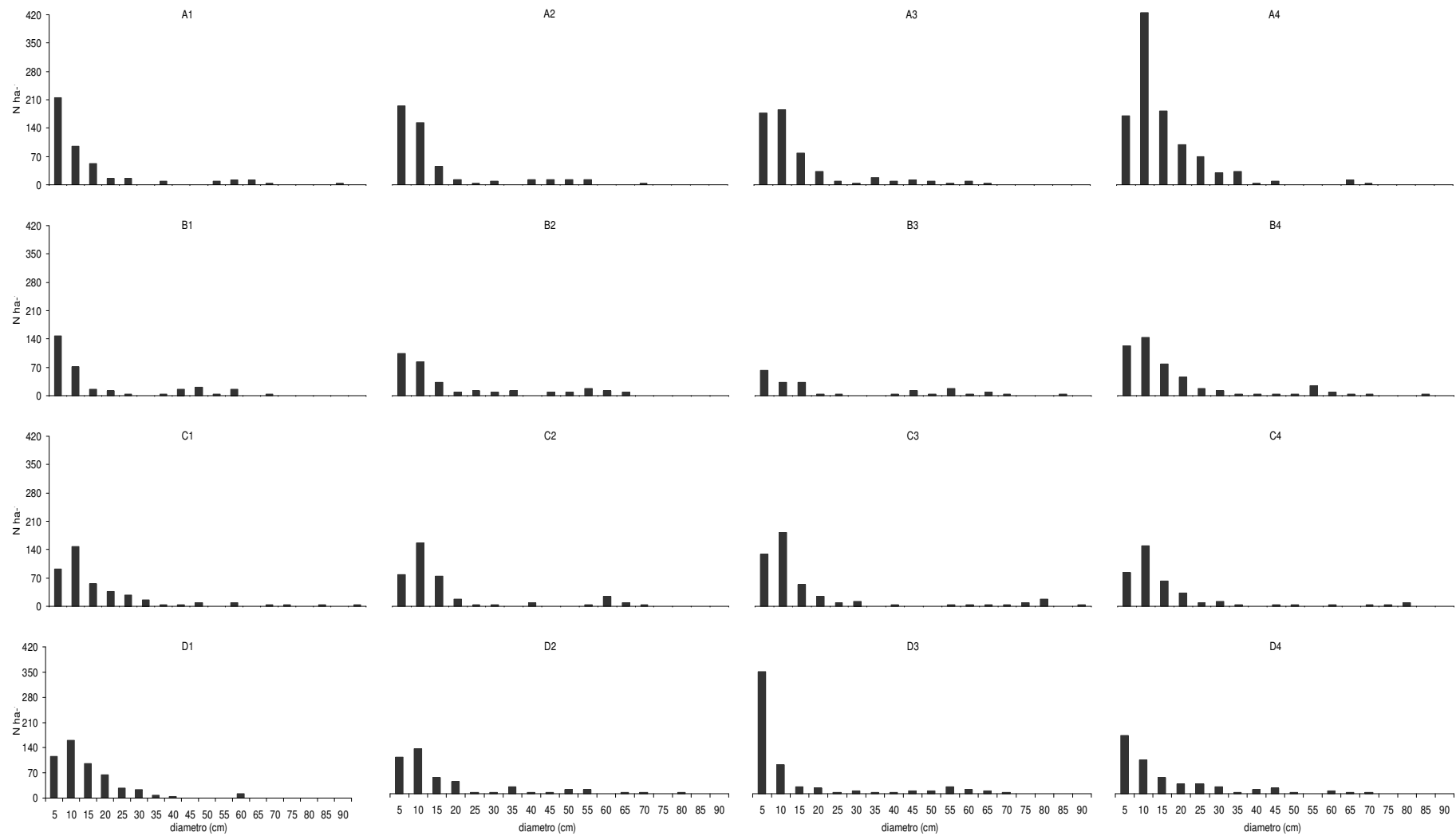


Fig.5: Distribuzioni diametriche del faggio nelle aree da 0.25 ha in SLA.

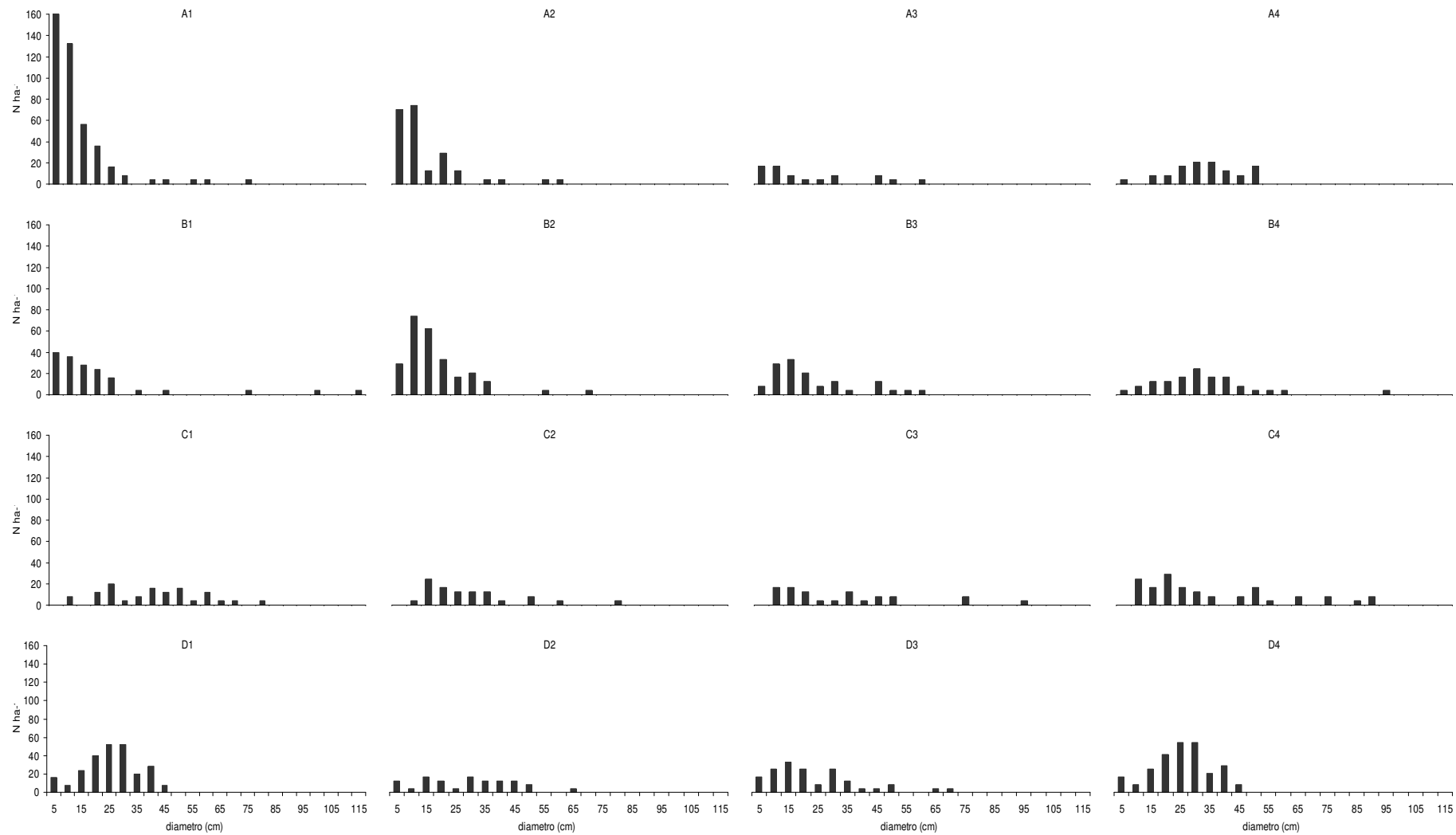


Fig. 6: Distribuzioni diametriche dell'abete rosso nelle aree da 0.25 ha in SLA.

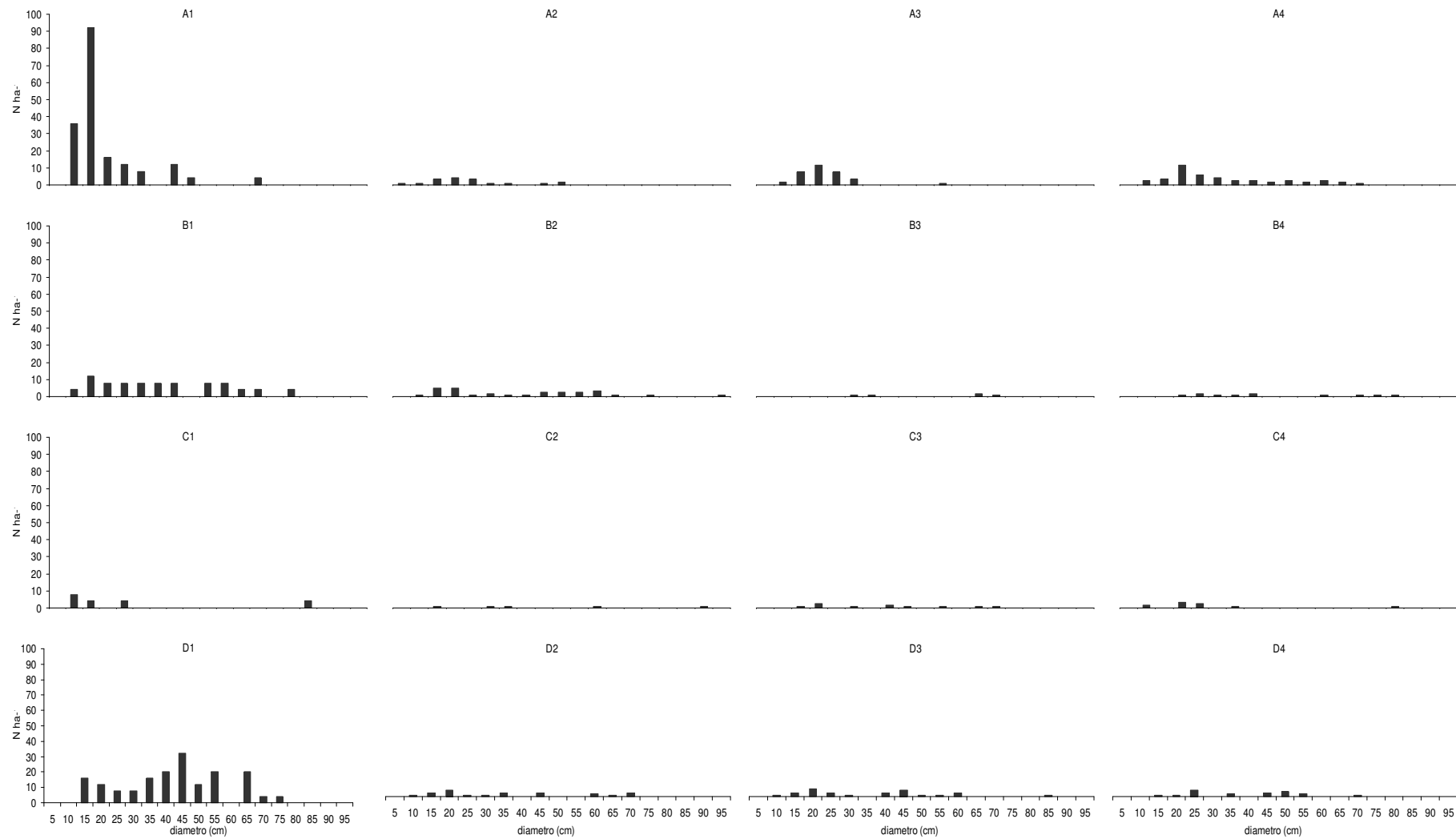


Fig. 7: Distribuzioni diametriche dell'abete bianco nelle aree da 0.25 ha in BAL.

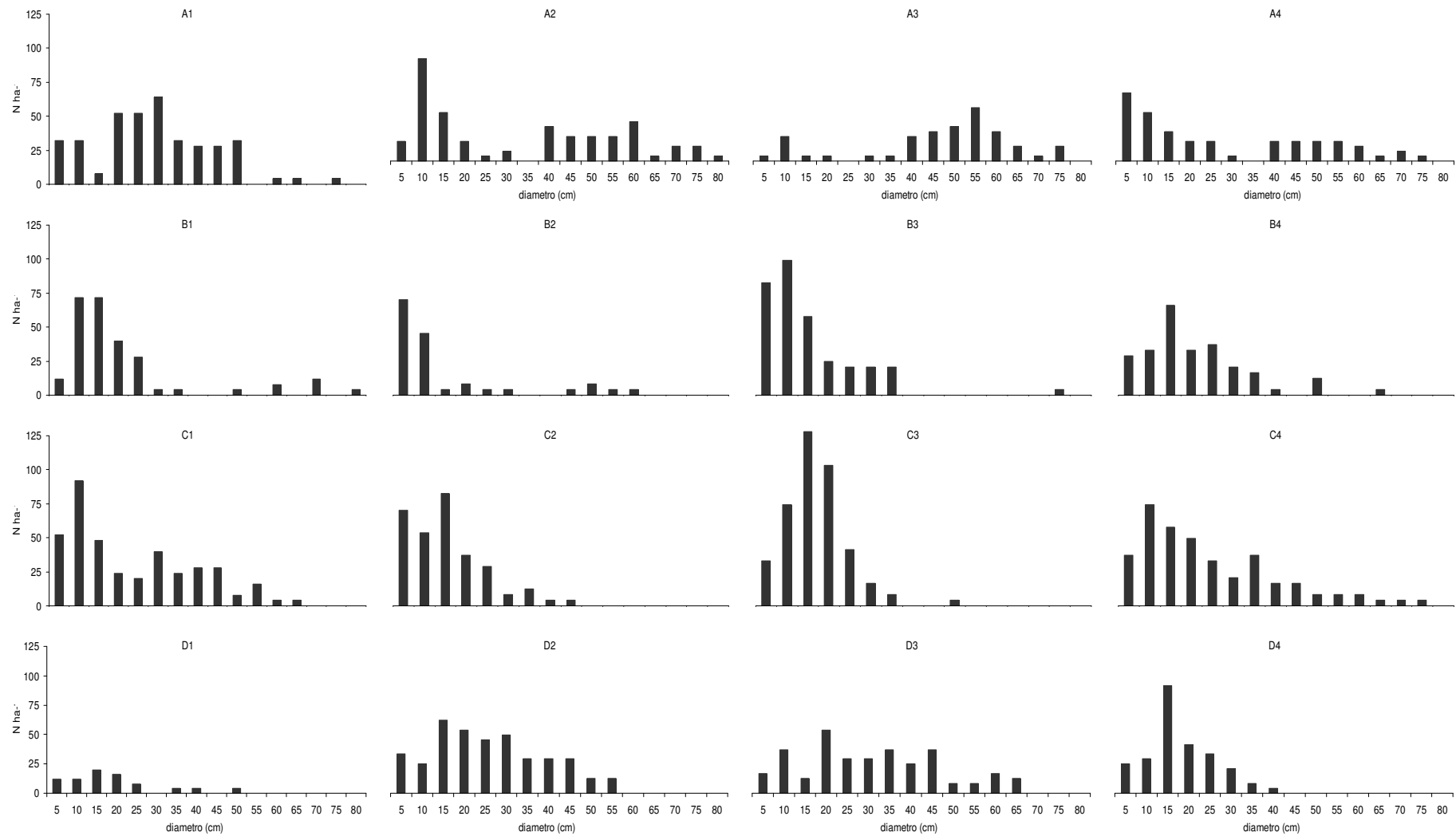


Fig. 8: Distribuzioni diametriche del faggio nelle aree da 0.25 ha in BAL.

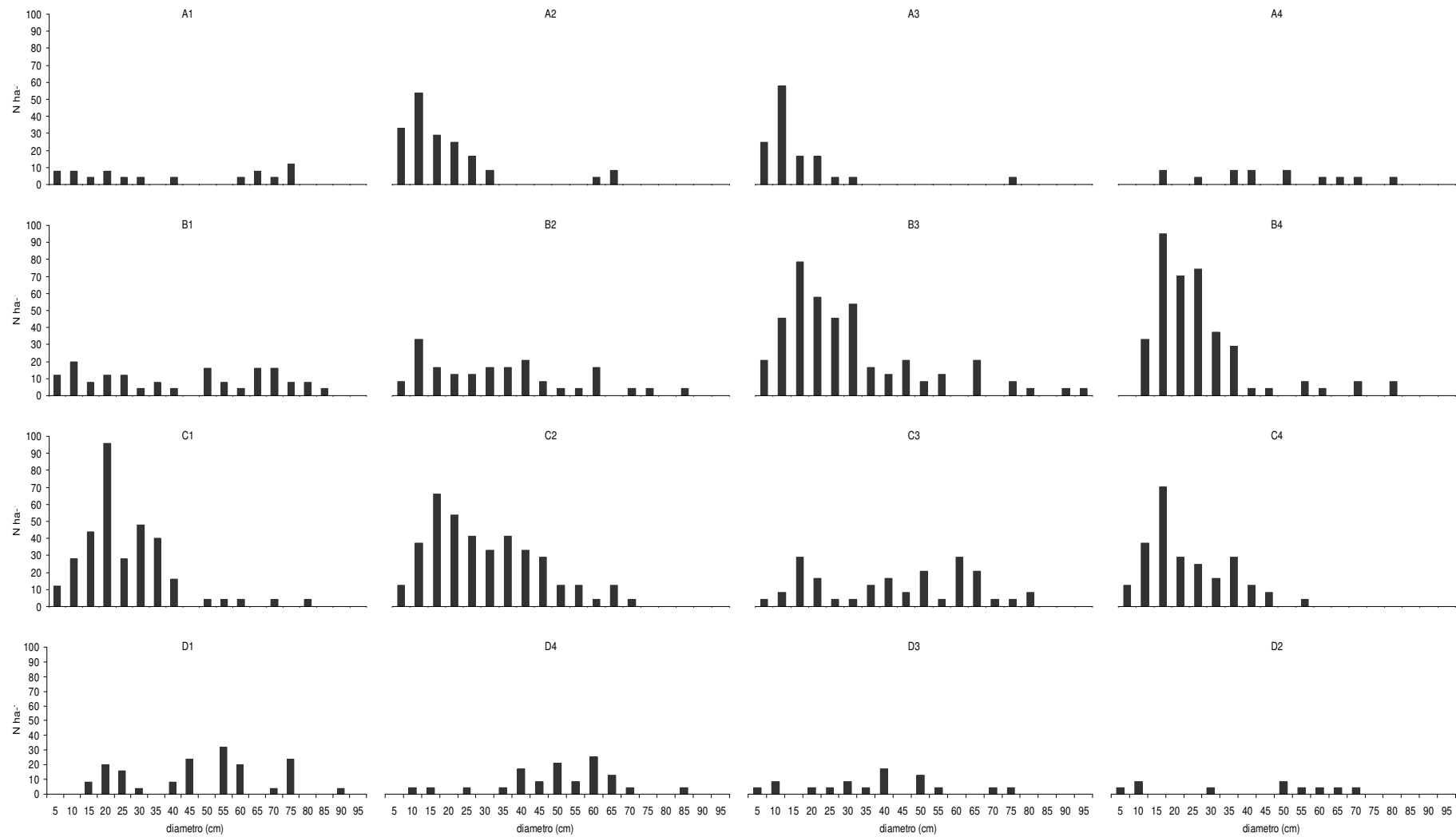


Fig. 9: Distribuzioni diametriche dell'abete rosso nelle aree da 0.25 ha in BAL.

Allegato III

Distribuzioni diametriche delle sotto aree da 1 e 0.25 ha a confronto con quelle calcolate per le aree di 4 ha.

Tab. 1: Valori di significatività calcolati con il test di Kolmogorov-Smirnov per le tre aree da 4 ha. I valori evidenziati sono significativi con $p > 0.05$.

AREA	SLA N validi 25, media = 51.28 dev. st. = 97.94,			BAL N validi 19, media = 32.61 dev. st. = 31.155			GIU N validi 19, media = 33.58 dev. st. = 37.36		
	p	media	dev. st.	p	media	dev. st.	p	media	dev. st.
A	p > .10	57.36	118.84	p > .10	28.84	26.10	p < .005	7.47	13.85
B	p > .10	33.56	56.70	p > .10	35.42	38.89	p > .10	25.68	21.17
C	p > .10	31	51.76	p > .10	38.26	41.98	p < .05	24.89	36.38
D	p > .10	76.16	159.05	p > .10	24.47	19.23	p > .10	29.05	43.90
A1	p > .10	64.64	151.89	p > .10	32.84	32.89	p > .10	24.00	24.73
A2	p > .10	44.8	87.54	p > .10	30.11	34.75	p > .10	25.68	21.51
A3	p < .10	44.96	88.67	p > .10	25.68	25.24	p > .10	21.26	27.52
A4	p < .05	75.04	155.83	p > .10	26.74	21.21	p > .10	29.89	55.42
B1	p > .10	32.96	60.53	p > .10	31.16	36.11	p > .10	27.79	27.57
B2	p > .10	35.84	68.58	p > .10	31.58	33.65	p > .10	25.05	24.65
B3	p > .10	25.28	34.71	p > .10	41.05	50.19	p > .10	21.89	21.64
B4	p > .10	40.16	69.35	p > .10	37.90	46.88	p > .10	28.00	28.69
C1	p > .10	36.96	59.99	p > .10	40.63	44.87	p > .10	26.11	28.92
C2	p > .10	28	47.86	p > .10	39.37	44.11	p < .10	17.47	13.81
C3	p > .10	26.72	48.44	p > .10	36.00	43.70	p < .05	14.53	14.25
C4	p > .10	32.32	53.79	p > .10	37.05	43.71	p > .10	41.47	110.55
D1	p < .005	70.24	139.23	p > .10	19.37	14.74	p < .10	28.00	48.52
D2	p > .10	51.84	91.01	p > .10	28.00	25.40	p > .10	24.21	25.73
D3	p > .10	79.2	198.27	p > .10	24.63	21.76	p > .10	45.89	95.31
D4	p < .05	103.2	228.82	p > .10	25.90	27.76	p > .10	32.63	31.76

Tab. 2: Valori di significatività calcolati con il test di Kolmogorov-Smirnov per le tre specie nell'area di SLA. I valori evidenziati sono significativi con $p > 0.05$.

AREA	Abete rosso N validi 23, media = 7.41 dev. st. = 9.69,			Faggio N validi 18, media = 25.75, dev. st. = 45.76			Abete bianco N validi 29, media = 22.08 dev. st. = 46.39		
	p	media	dev. st.	p	media	dev. st.	p	media	dev. st.
A	p > .10	8.91	16.78	p > .10	33.83	63.02	p > .10	21.07	45.08
B	p > .10	7.39	10.79	p > .10	17.72	29.59	p > .10	12.03	22.46
C	p > .10	5.22	5.42	p > .10	22.22	41.00	p < .10	11.00	24.66
D	p < .10	6.48	8.99	p > .10	25.56	47.00	p > .10	44.03	107.71
A1	p < .05	18.61	42.58	p > .10	24.67	53.46	p > .10	25.66	61.71
A2	p < .005	9.04	20.30	p > .10	25.33	53.38	p > .10	15.72	26.12
A3	p < .005	3.13	4.97	p > .10	29.56	56.24	p > .10	17.93	34.90

Tab. 2: Valori di significatività calcolati con il test di Kolmogorov-Smirnov per le tre specie nell'area di SLA. I valori evidenziati sono significativi con $p > 0.05$ (continua).

	Abete rosso N validi 23, media = 7.41 dev. st. = 9.69,	Faggio N validi 18, media = 25.75, dev. st. = 45.76	Abete bianco N validi 29, media = 22.08 dev. st. = 46.39
A4	$p < .005$ 4.87 7.13	$p > .10$ 55.78 105.02	$p < .05$ 24.97 66.44
B1	$p < .025$ 7.13 12.47	$p > .10$ 17.56 36.72	$p > .10$ 11.86 22.69
B2	$p < .005$ 10.78 19.94	$p > .10$ 16.89 27.97	$p < .10$ 11.86 28.79
B3	$p < .05$ 5.91 9.25	$p > .10$ 10.44 15.83	$p < .10$ 10.62 15.47
B4	$p > .10$ 5.74 7.01	$p > .10$ 26.00 42.49	$p > .10$ 13.79 28.46
C1	$p > .10$ 5.39 6.34	$p > .10$ 23.11 39.44	$p < .10$ 13.10 24.31
C2	$p < .025$ 4.35 6.60	$p > .10$ 20.67 40.15	$p > .10$ 7.72 11.36
C3	$p < .05$ 4.17 5.46	$p > .10$ 24.67 48.08	$p < .05$ 4.28 5.85
C4	$p > .10$ 6.96 8.29	$p > .10$ 20.44 38.04	$p < .10$ 9.66 16.23
D1	$p < .001$ 3.13 7.23	$p < .025$ 28.44 48.13	$p < .01$ 39.17 91.37
D2	$p < .05$ 4.87 6.02	$p > .10$ 20.67 35.52	$p > .10$ 28.00 57.05
D3	$p < .10$ 7.13 9.94	$p > .10$ 29.56 78.63	$p > .10$ 44.14 122.02
D4	$p < .005$ 10.78 17.16	$p > .10$ 23.56 40.95	$p < .025$ 64.69 177.21

Tab. 3: Valori di significatività calcolati con il test di Kolmogorov-Smirnov per le tre specie nell'area di BAL. I valori evidenziati sono significativi con $p > 0.05$.

AREA	Abete rosso N validi 19, media = 10.76, dev. st. = 9.07			Faggio N validi 16, media = 19.48, dev. st. = 18.15			Abete bianco N validi 19, media = 4.94, dev. st. = 4.95		
	p	media	dev. st.	p	media	dev. st.	p	media	dev. st.
A	$p < .05$	5.47	7.47	$p > .10$	17.94	10.38	$p > .10$	8.26	12.23
B	$p > .10$	14.47	14.06	$p > .10$	19.56	25.71	$p > .10$	3.74	2.77
C	$p > .10$	16.58	16.25	$p > .10$	22.56	25.80	$p < .05$	1.68	1.80
D	$p > .10$	5.11	3.87	$p > .10$	15.69	14.24	$p > .10$	5.95	5.46
A1	$p < .025$	3.58	3.75	$p > .10$	23.25	21.03	$p < .005$	9.68	21.88
A2	$p < .005$	9.05	14.78	$p > .10$	20.00	20.29	$p < .025$	4.21	6.32
A3	$p < .005$	6.53	13.87	$p > .10$	13.00	12.52	$p < .001$	8.21	16.30
A4	$p < .005$	2.74	3.28	$p > .10$	15.50	14.74	$p < .05$	10.95	13.39
B1	$p > .10$	8.42	5.95	$p > .10$	16.25	24.42	$p > .10$	4.42	3.98
B2	$p > .10$	9.26	8.54	$p < .025$	9.50	18.87	$p > .10$	7.16	7.61
B3	$p > .10$	21.05	22.34	$p < .05$	20.00	30.71	$p < .001$	1.05	2.25
B4	$p > .10$	19.16	28.52	$p > .10$	15.50	18.64	$p < .025$	2.32	2.77
C1	$p > .10$	17.47	25.06	$p > .10$	24.25	24.68	$p < .001$	1.05	2.25
C2	$p > .10$	20.00	19.91	$p < .10$	18.25	26.73	$p < .001$	1.05	1.81
C3	$p > .10$	9.89	8.98	$p < .05$	24.75	39.77	$p < .005$	2.32	3.35
C4	$p < .05$	12.42	17.88	$p > .10$	23.00	21.49	$p < .001$	2.32	4.68
D1	$p < .10$	8.63	10.52	$p < .05$	5.00	6.61	$p > .10$	9.05	9.51
D2	$p < .001$	2.11	2.79	$p > .10$	23.00	20.53	$p < .05$	4.84	6.05
D3	$p < .005$	3.79	4.52	$p > .10$	19.50	15.45	$p < .10$	5.89	7.35
D4	$p < .05$	5.89	7.23	$p < .05$	15.25	23.79	$p < .005$	4.00	6.11

CAPITOLO 2: Struttura e dinamiche dell'abetina mista nella Riserva Orientata Pian di Landro Baldassare (BL)

Riassunto

Attualmente sulle Alpi è frequente incontrare foreste gestite in passato ed ora lasciate a libera evoluzione da un tempo più o meno lungo. È stata analizzata la struttura di un'abetina mista situata nella Riserva Orientata Pian di Landro – Baldassare, nella foresta del Cansiglio (BL), lasciata a libera evoluzione da circa 40 anni. Qui è stata predisposta un'area di monitoraggio permanente all'interno della quale ogni pianta con altezza superiore a 1.3 m è stata mappata e misurata. Sono state analizzate le caratteristiche strutturali del popolamento, e sono state applicate le statistiche della Point e Surface Pattern Analysis per descriverne distribuzione e struttura spaziale. All'interno dell'area appare evidente la carenza dell'abete bianco, che fatica a rinnovarsi soprattutto a causa del forte impatto degli ungulati. Tale disturbo colpisce comunque anche le altre specie del popolamento, influenzando così pesantemente la distribuzione dei diametri, che è molto carente nelle classi più piccole. All'interno del popolamento emergono forti dinamiche di competizione, visibili sia dalla distribuzione diametrica delle piante morte in piedi, sia dalla distribuzione spaziale delle diverse classi diametriche, che mettono in evidenza fenomeni di auto-diradamento legati ad una mortalità dipendente dalla densità. Dalla distribuzione delle diverse specie traspaiono, invece, possibili dinamiche di alternanza tra abete bianco e faggio e tra faggio e abete rosso. L'analisi della struttura spaziale, infine, rileva la suddivisione del popolamento in due gruppi di grandi dimensioni, ben distinti ed omogenei fra loro per dimensione degli individui. L'analisi della struttura spaziale effettuata separatamente per le tre specie mette in luce come faggio e conifere sembrino spartirsi in modo quasi complementare lo spazio orizzontale e verticale all'interno dell'area.

Introduzione

Quasi tutte le foreste alpine sono state in qualche modo alterate dalle diverse attività dell'uomo come il pascolo, la gestione selvicolturale, la gestione della fauna selvatica, ecc. (Carrer and Urbinati 2001; Lingua et al. 2008; Motta and Garbarino 2003). Oggi estese

aree di queste foreste sono lasciate a libera evoluzione, o perché inserite in aree protette, o come effetto dell'abbandono del territorio montano verificatosi negli ultimi decenni (Bätzing et al. 1996). Di conseguenza, boschi la cui struttura è stata plasmata in modo determinante dall'azione umana, sono ora interessati da dinamiche prevalentemente naturali. Nello studio dell'ecologia forestale, un aspetto fondamentale è costituito dal monitoraggio nel lungo periodo di tali processi evolutivi, al fine di valutare il reale impatto della gestione umana, nonché i tempi e i modi in cui il bosco ritorna a condizioni più naturali (Rozas et al. 2009). Uno degli strumenti più indicati per effettuare questo tipo di studi è la predisposizione di aree di monitoraggio permanente (LTFER, Long Term Forest Ecology Research), che consentono, oltre che di esplorare il lungo periodo tipico dei popolamenti in esame, anche di creare reti di monitoraggio per confronti con situazioni diverse.

La foresta del Cansiglio è caratterizzata da una lunga storia di sfruttamento e gestione: in epoca storica essa è sempre stata utilizzata dalle popolazioni locali per il legnatico e per il pascolamento, portando allo sviluppo di un sistema economico di sussistenza dall'impatto eterogeneo sul territorio, dipendente soprattutto dalla densità di popolazione a livello locale e dalla facilità di accesso alle diverse zone del bosco. Nonostante si abbiano notizie di utilizzazioni del bosco in epoca romana per far fronte alle esigenze dell'Impero che ricercava anche in queste zone assortimenti particolari per la sua flotta, è solo dal periodo di dominio della Serenissima che si hanno notizie certe sul tentativo di governare il bosco con un sistema razionale tale da garantirne l'utilizzo nel lungo periodo (Bessega 2008). Sebbene in principio il prelievo fosse poca cosa rispetto alla ripresa (AA.VV. 1987, 1988), verso la fine del '700 si intensificò la produzione di carbone, con vendita di legname in piedi a società imprenditoriali, ognuna delle quali poteva sfruttare a suo piacimento una zona assegnata. Venne inoltre avviata una riforma forestale in cui si disponeva a titolo sperimentale di "eliminare gli inutili faggi" e di sostituirli con gli abeti: Venezia si pose l'obiettivo di cambiare radicalmente la composizione del bosco (Bessega 2008). Con il governo Asburgico (1815), il Cansiglio fu sottoposto ad una gestione più ordinata con una regolamentazione dei tagli e dell'utilizzo dei pascoli. Il quantitativo di legname prelevato fino a questo momento però, continuava ad essere fissato per numero di piante e non per volume: questo portava a scegliere le piante più belle, lasciando nel bosco il materiale meno pregiato ed in cattive condizioni. Le due Guerre Mondiali furono causa di ampie tagliate: soltanto durante il primo conflitto furono abbattuti oltre 400.000 m³ di legname, circa 7-8 volte la ripresa annua normale (Piccin 1998); ciò portò il bosco ad una

progressiva coetanizzazione. Nel 1930 l'ispettore forestale Angiolo Morelli redasse il primo Piano di Assestamento Forestale del Cansiglio, in cui si introdusse tra le altre cose, il trattamento coetaneo a tagli successivi nella pianificazione della faggeta, che ne ha determinato l'attuale struttura. Nel 1971 sono state istituite due Riserve demaniali del Cansiglio: Piaie Longhe - Millifred e Pian di Landro – Baldassare, con lo scopo di proteggere e migliorare l'economia della natura e dei suoi equilibri.

In questo contesto, ovvero all'interno della Riserva Orientata Pian di Landro – Baldassare, si colloca il presente lavoro, che mostra alcuni dei primi risultati di un progetto di collaborazione in corso tra il Dipartimento TeSAF dell'Università di Padova e Veneto Agricoltura, ente che gestisce la Riserva. Lo scopo fondamentale è la descrizione e ricostruzione della struttura e delle principali dinamiche di un popolamento misto di faggio, abete bianco e abete rosso all'interno di un'area di monitoraggio permanente di 4 ha predisposta all'interno del popolamento. In particolare, si farà riferimento alla distribuzione delle età ed alla struttura spaziale del popolamento ponendo speciale attenzione alle interazioni tra le specie.

Area di studio

La Riserva Naturale Orientata Pian di Landro Baldassare fa parte della Foresta Regionale Demaniale del Cansiglio e si trova al margine nord-orientale dell'altopiano, nel Comune di Tambre d'Alpago (BL). È stata istituita nel 1971 con D.M. 26.7.1971 (G.U. 256, 11.10.1971). Presenta una forma allungata in direzione NO-SE, con dimensioni massime di 5 km per 2 km. La superficie totale è 266 ha, con quote minima e massima sul livello del mare che vanno da 907 a 1086 m s.l.m. e la tipica morfologia a doline, con pendenze medie che vanno da 5° a 10°. Il clima è oceanico con inverni freddi, la temperatura media annua è di 6.6 °C e precipitazioni medie annue di 1800 mm. Il substrato è costituito principalmente da roccia calcarea e il suolo è scuro, umido e ricco di humus con locali accumuli di argilla. Il soprassuolo è costituito da foreste miste di conifere e latifoglie con *Abies alba* Mill., *Picea abies* (L.) Karst. e *Fagus sylvatica* L., dove l'estesa presenza di abete rosso è legata alla ricolonizzazione dei pascoli. L'area permanente di 4 ha è stata predisposta nel bosco misto ed è caratterizzata da morfologia a doline e da rocce affioranti su tutta la sua superficie.

Materiali e metodi

Raccolta dei dati

All'interno dell'area di 4 ha, per ogni pianta viva e morta con altezza superiore a 1.3 m sono stati rilevati i seguenti parametri: specie, posizione e quota, diametro a 1.3 m (DBH), altezza totale, altezza di inserzione della chioma (altezza in cui si inserisce il primo ramo vivo non isolato ma in continuità con il resto della chioma) a Nord e a Sud (solo piante vive), età, attraverso il prelievo di carotine legnose (DBH > 6 cm). Per effettuare la lettura delle carotine è stato necessario fissarle con colla vinilica su appositi supporti di legno e quindi levigarle. Le misure dendrocronologiche sul materiale così preparato sono state realizzate con il sistema ottico - informatico C.A.T.R.A.S. (Computer Aided Tree Ring Analysis System).

Analisi dei dati

Le analisi dei dati hanno riguardato i parametri descrittivi del popolamento e alcune analisi sulla distribuzione e la struttura spaziale, del popolamento nel suo insieme e poi considerando separatamente le tre specie. Alcune analisi infine sono state rivolte alla valutazione delle relazioni tra le diverse classi diametriche di ciascuna specie. Sulla base delle curve di distribuzione diametrica, è stato stabilito di dividere gli individui in tre categorie: piccoli, con diametro < 17.5 cm, medi, con diametro compreso tra 17.5 cm e 30 cm, grandi con diametro maggiore di 30 cm.

La statistica O-ring

Per analizzare la distribuzione spaziale del popolamento, è stata usata la statistica O-ring o funzione $G(r)$ (Fortin et al. 2002; Wiegand and Moloney 2004), che utilizza degli anelli come base della statistica spaziale: essa quantifica l'intensità di una distribuzione di punti λ per corone circolari concentriche di diverse dimensioni incentrate in ciascun punto della distribuzione. La statistica O-ring calcola quindi il numero medio di punti che giacciono all'interno di tali anelli (Fortin et al. 2002) per determinare se la distribuzione sia aggregata, regolare o casuale ad una data distanza r (Wiegand and Moloney 2004). La funzione $G(r)$ isola specifiche classi di distanza, evitando in tal modo effetti cumulativi. La significatività della funzione viene determinata utilizzando le simulazioni di Monte Carlo rispetto a una certa ipotesi nulla. Per determinare se le distribuzioni siano aggregate, regolari oppure casuali, è stata utilizzata l'ipotesi nulla della completa casualità spaziale

(*complete spatial randomness*), che può essere ottenuta con un processo omogeneo di Poisson. Le analisi sono state effettuate per l'intero popolamento e separatamente per le tre specie principali e per diverse classi diametriche, per testare quale specie influenzi maggiormente la distribuzione degli individui del popolamento e per valutarne le eventuali differenze tra il comportamento dei diversi *taxa*. Per testare le relazioni tra due diverse serie di punti si è utilizzata la funzione $G(r)$ bivariata. È stata applicata l'ipotesi nulla di *indipendenza* per descrivere le relazioni tra le specie, mentre per definire le relazioni tra classi dimensionali è stata utilizzata l'ipotesi nulla di *condizioni antecedenti* (Wiegand and Moloney 2004). Le analisi della statistica O-ring sono state effettuate utilizzando il software *Programita* (Wiegand 2004), sviluppato da Thorsten Wiegand del Dept. Ecological Modelling, UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle. La risoluzione spaziale, o ampiezza della corona circolare, è di 5 m ed è stata calcolata fino a una distanza di 50 m dal punto selezionato. Sono state effettuate 99 simulazioni ($p < 0.05$). I valori di $G(r)$ sopra i limiti di confidenza rappresentano una distribuzione aggregata, valori al di sotto, regolare (iperdispersa o repulsiva), all'interno dei limiti di confidenza invece si hanno distribuzioni casuali.

Indice di autocorrelazione globale di Moran (I)

Per esaminare se le eventuali distribuzioni aggregate fossero legate alle caratteristiche dimensionali degli individui è stata effettuata l'analisi dell'autocorrelazione spaziale. Per avere una descrizione generale dell'area, si è utilizzato l'indice di autocorrelazione di Moran (I), un indice globale che calcola il grado di correlazione tra i valori di una variabile (diametro, età) come funzione di intervalli spaziali (Fortin et al. 2002). Valori positivi dell'indice indicano presenza di autocorrelazione spaziale positiva e dunque la presenza di gruppi di piante con dimensioni simili. Valori negativi invece indicano la presenza di gruppi di piante con dimensioni diverse. L'ampiezza dei gruppi è data dal valore della distanza alla quale l'indice interseca i limiti di significatività, la distanza media tra i gruppi di piante con dimensioni diverse è data dall'intervallo in cui l'indice assume valori negativi e significativi. L'indice è stato calcolato sia per l'intero popolamento sia per ogni singola specie, utilizzando la classe di distanza di 10 m, per bilanciare i vantaggi di avere un intervallo spaziale ampio (valori più stabili dell'indice e migliore leggibilità) e una maggiore accuratezza data da intervalli più piccoli. La significatività dei risultati ottenuti con la statistica di Moran può essere testata confrontando la distribuzione empirica e la distribuzione teorica di I per mezzo del rapporto $z(d)$ (Cliff and Ord 1973; Cliff and Ord

1970). Qui sono stati considerati valori di $|z(d)| > 1.96$ ($p < 0.05$). Il calcolo dell'indice di Moran è stato eseguito con l'add-in di Microsoft Office Excel Rookcase (Sawada 1999).

*Indice di autocorrelazione locale Local Gi**

Per ottenere una localizzazione spaziale dei gruppi evidenziati dall'indice di Moran, è stata applicata una statistica locale di autocorrelazione spaziale, che permette di determinare il contributo di ogni singola pianta nell'andamento globale della distribuzione (Anselin 1995; Fortin et al. 2002). In particolare, è stato utilizzato l'indice di *Local Gi** (Getis and Ord 1992; Getis and Ord 1996), che caratterizza l'autocorrelazione spaziale di attributi (qui, diametro ed età) localizzati entro una certa distanza da ogni evento (pianta) della distribuzione. Tale statistica evidenzia la posizione dei diversi *hot spot* e *cold spot* vale a dire dei gruppi di piante dalle dimensioni rispettivamente maggiori o minori rispetto alla media del popolamento (Ord and Getis 2001), qui restituiti graficamente come aree di colore rosso (*hot spot*) e blu (*cold spot*). Le analisi sono state effettuate per l'intero popolamento e separatamente per le diverse specie. Per coerenza con le analisi di autocorrelazione globale, l'intervallo di distanza è stato posto a 10 m. I calcoli sono stati eseguiti con l'add-in di Microsoft Office Excel Rookcase (Sawada 1999). Sono stati considerati valori di $|z(d)| > 1.96$ ($p > 0.05$). Le mappe sono state create usando la tecnica dell'interpolazione del *natural neighbor* del programma Surfer[®] (Keckler 1995).

Struttura verticale

Per definire la struttura verticale del popolamento è stata utilizzata la formula proposta da Latham e Coble (Latham et al. 1998), che definisce la zona di maggior competizione come l'area della chioma dove avviene la maggior parte dell'attività fotosintetica, individuata nel 60% della lunghezza di chioma. Tutte le piante che si trovano all'interno di una stessa zona e sono quindi adiacenti le une alle altre, vengono poste in ordine decrescente per altezza e per lunghezza di chioma. Il primo strato è stabilito prendendo come riferimento la pianta più alta che presenta la chioma più profonda: tutti gli individui che presentano un'altezza maggiore o uguale alla soglia definita dal 60% della chioma di tale pianta (partendo dalla cima), vengono assegnate al primo strato. Lo strato successivo prende in considerazione il 60% dell'altezza di chioma della pianta con altezza massima che sia più bassa dello strato precedente, e che presenti la massima profondità di chioma, e così via finché ogni pianta non sia stata assegnata ad uno strato. I calcoli sono stati eseguiti con l'add-in di Microsoft Office Excel Tstrat3 (Latham et al. 1998).

Risultati

Caratteristiche generali del popolamento

Alcune prime informazioni sul popolamento sono riportate in Tab. 1. All'interno dell'area sono state censite 3228 piante, di cui il 22.4% erano morte. Il diametro medio è pari a 33.1 cm, il faggio presenta un diametro medio inferiore alla media, mentre le conifere presentano valori superiori alla media.

	AA	PA	FS	Altro	Totale
N/ha vive	94	207	317	8	626
N/ha morte	14	134	31	2	181
N/ha tot	108	341	348	3	807
D medio (cm)	35.5	34.5	26.7	15.0	33.1
D max (cm)	95.0	92.0	78.5	37.5	95.0
H medio (m)	21.7	19.0	15.9	9.0	16.5
H max (m)	40.6	45.0	42.1	28.3	45.0
Area basimetrica (m ² ha ⁻¹)	9.3	19.4	17.8	0.81	47.3

Tab. 1. Caratteristiche generali del popolamento.

La composizione del popolamento (Fig. 1) vede la prevalenza del faggio se si considera la numerosità degli individui nelle diverse specie, mentre se si guarda al contributo delle tre specie in termini di area basimetrica, faggio e abete rosso si spartiscono equamente circa l'80% del totale. In entrambi i casi, dunque, l'abete bianco gioca un ruolo secondario nella definizione della composizione specifica. Per quanto riguarda la composizione delle piante morte in piedi, sia per numerosità degli individui sia per contributo in area basimetrica, la specie prevalente è l'abete rosso. Sono presenti infine alcune specie sporadiche quali *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana* e *Populus tremula*, che assieme costituiscono circa l'1% del popolamento.

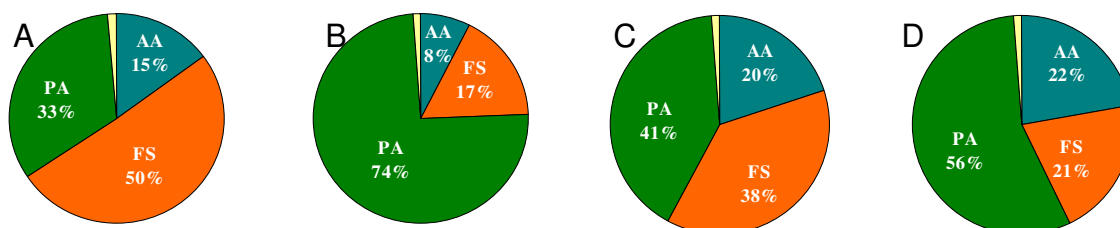


Fig. 1. Composizione del popolamento: percentuale di individui vivi (A) e morti (B); suddivisione in base all'area basimetrica delle piante vive (C) e morte (D). Le specie sono indicate come: AA – *Abies alba*, FS – *Fagus sylvatica*, PA – *Picea abies*.

La distribuzione diametrica del popolamento (Fig. 2), si può descrivere come una curva a J rovesciata in cui le prime due classi diametriche siano fortemente sottorappresentate. Ciò è particolarmente chiaro soprattutto nella distribuzione diametrica dell'abete bianco, che presenta un picco molto evidente nelle classi dei 15 e 20 cm, mentre risulta quasi del tutto assente in quella dei 5 cm. La distribuzione diametrica del faggio è quella che più si avvicina al modello disetaneo, mentre l'abete rosso presenta un picco in corrispondenza della classe del 15 molto meno accentuato rispetto alle altre due specie e per il resto la distribuzione risulta abbastanza omogenea nelle diverse classi.

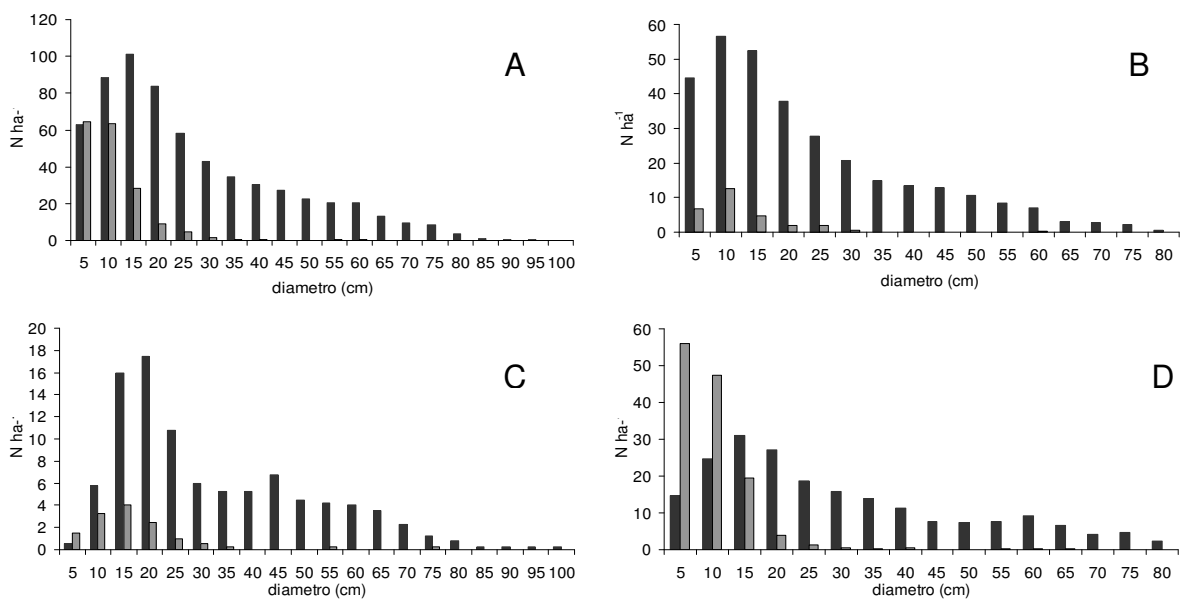


Fig. 2. Distribuzioni diametriche delle piante vive (in nero) e morte in piedi (grigio): A) tutto il popolamento, B) faggio, C) abete bianco, D) abete rosso.

Dalle curve ipsometriche (Fig. 3) si nota come le due conifere presentino un andamento simile mentre il faggio sia caratterizzato da una curva meno pendente che probabilmente non ha ancora raggiunto il suo massimo.

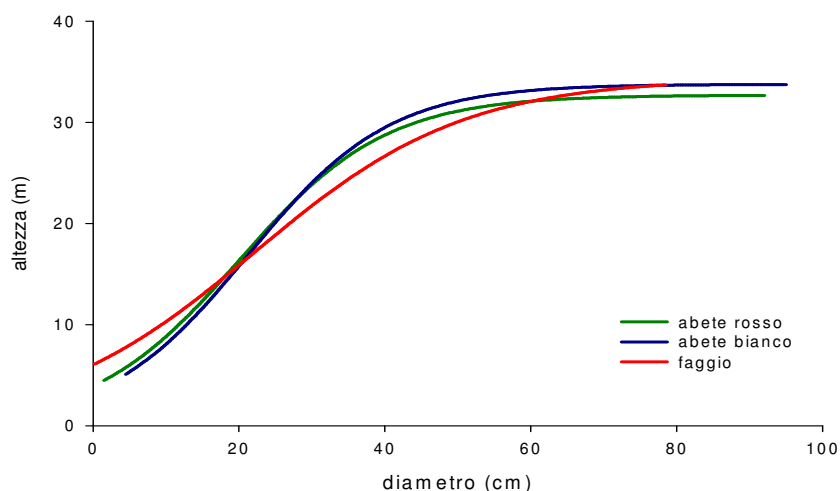


Fig. 3. Curve ipsometriche di faggio (rosso), abete bianco (blu) e abete rosso (verde).

La suddivisione in strati verticali del popolamento ha messo in evidenza la presenza di 6 strati differenti (Tab. 2), in cui quelli più bassi sono rappresentati da una minore percentuale di individui, coerentemente con quanto emerso dall'analisi delle distribuzioni diametriche.

STRATO	H minima	H massima	%
1	20.5	45.0	38.5
2	13.0	20.4	23.0
3	6.3	12.9	23.6
4	3.2	6.2	10.0
5	2.0	3.1	3.7
6	1.3	1.9	1.1

Tab. 2. Struttura verticale del popolamento

Dalla relazione tra età e diametro (Fig. 4), appare evidente come queste due grandezze non abbiano una relazione stretta nel popolamento in esame, come si deduce dal notevole grado di dispersione della nuvola di punti.

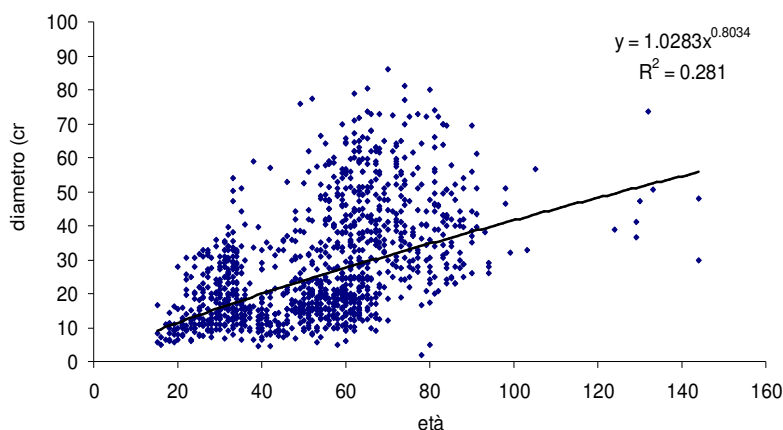


Fig. 4. Relazione tra diametro ed età nelle piante del popolamento.
La correlazione è stata stimata pari a $r = 0.53$ e $p < 0.001$

Il popolamento è infatti caratterizzato da una spiccata coetaneità (Fig. 5), con un picco attorno a 60-70 anni e una coda molto stretta di piante sopra 90 anni. Osservando nel dettaglio le tre diverse specie, si può notare come questa coetaneità sia particolarmente spinta nell'abete bianco, che è rappresentato per la maggior parte da individui di 60 – 70 anni, mentre l'abete rosso presenta una distribuzione più omogenea tra le diverse classi di età, con due picchi, a 30 – 40 anni e a 60 – 70 anni; la distribuzione del faggio, infine, è caratterizzata anch'essa da un picco attorno a 60 – 70 anni, ma a differenza delle conifere, presenta anche alcuni individui di età superiore a 90 anni.

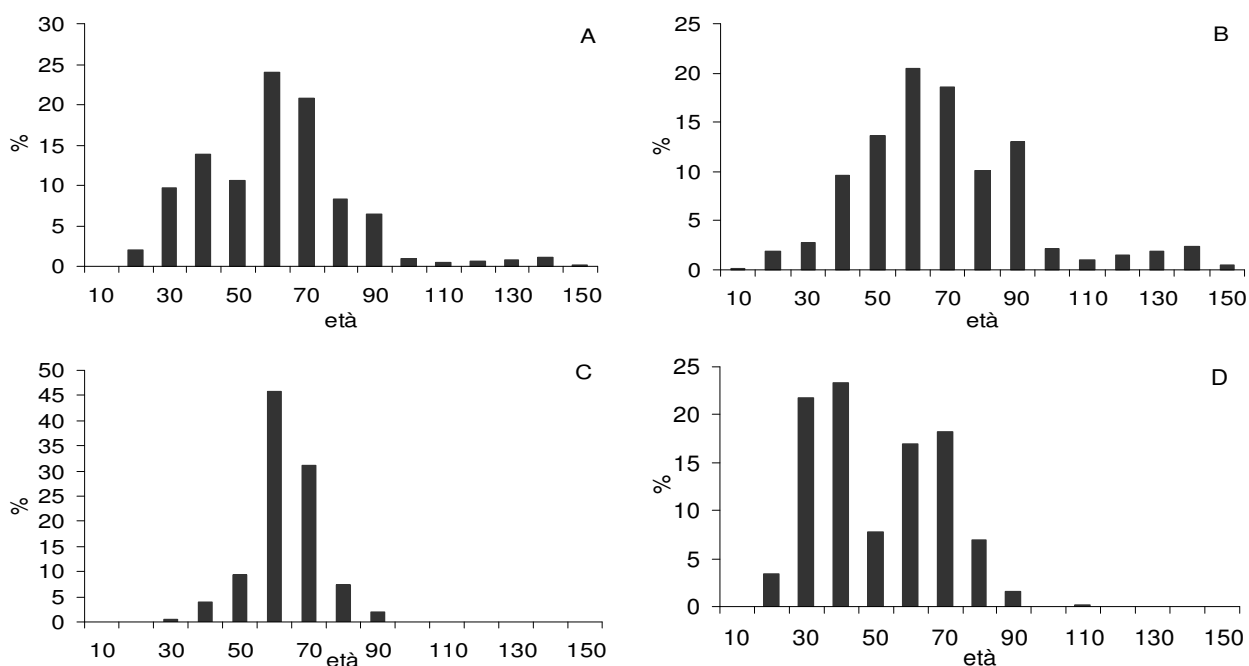


Fig. 5. Distribuzioni in classi di età: A) tutto il popolamento, B) faggio, C) abete bianco, D) abete rosso.

Distribuzioni spaziali

Dall'analisi della statistica O-ring si osserva che il popolamento presenta una distribuzione aggregata, sia per quanto riguarda le piante vive sia per quelle morte in piedi, che mostrano un'aggregazione molto più intensa rispetto alle precedenti (Fig. 6).

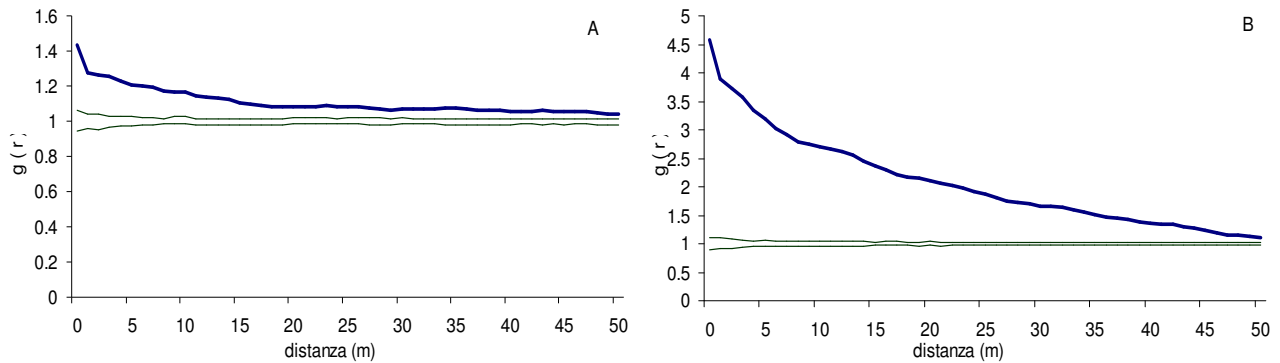


Fig. 6. Distribuzioni spaziali: A) piante vive, B) piante morte.

Non essendo ancora ultimata la raccolta dei dati relativi alle età non è stato possibile effettuare analisi spaziali che tenessero in considerazione tale parametro. È stata quindi effettuata l'analisi delle distribuzioni per le tre diverse classi diametriche (Fig. 7), dove si può osservare come vi sia una diminuzione dell'aggregazione all'aumentare del diametro, sino a diventare repulsione. L'analisi è stata ripetuta per tutte le specie, e tutte e tre hanno evidenziato il medesimo comportamento.

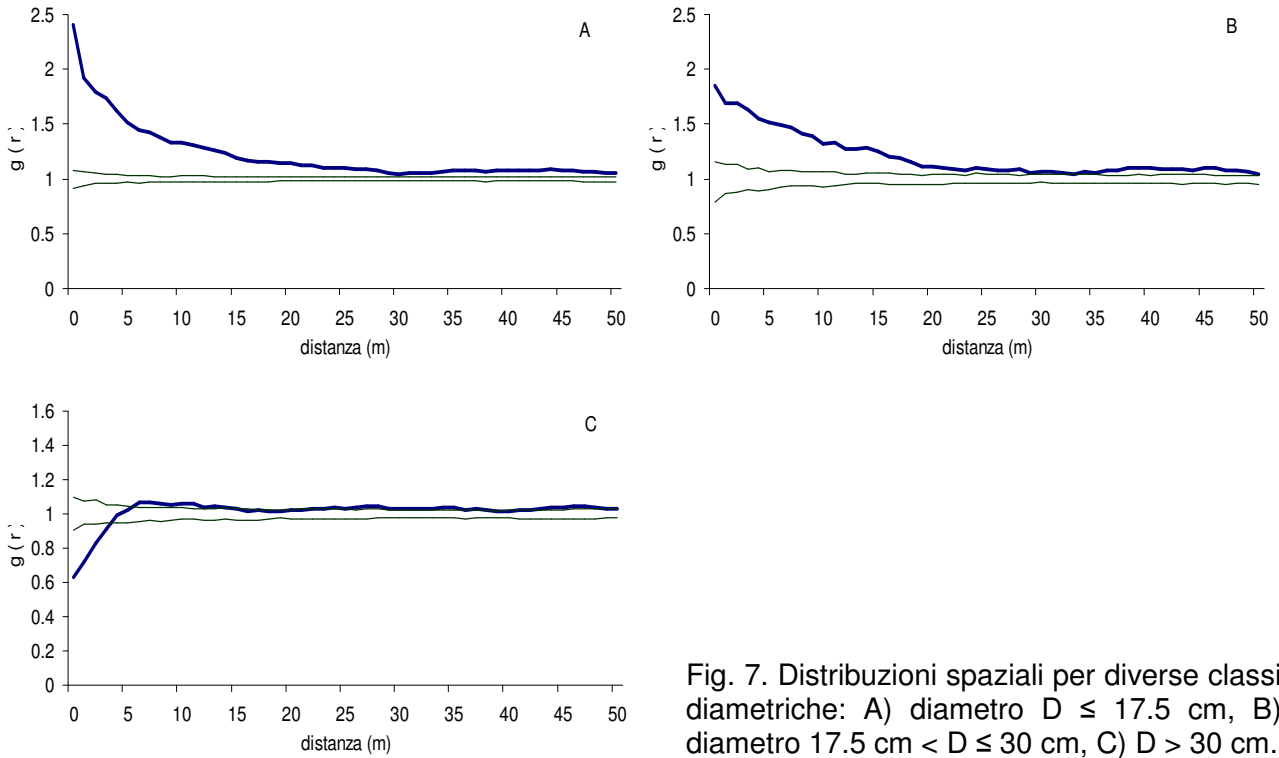


Fig. 7. Distribuzioni spaziali per diverse classi diametriche: A) diametro $D \leq 17.5$ cm, B) diametro $17.5 \text{ cm} < D \leq 30$ cm, C) $D > 30$ cm.

È stata poi applicata la statistica O-ring bivariata per indagare le interazioni tra le tre specie (Fig. 8). Si osserva repulsione a tutte le distanze tra abete bianco e abete rosso, attrazione tra abete rosso e faggio e andamento casuale con repulsione a partire da 30 m tra abete bianco e faggio.

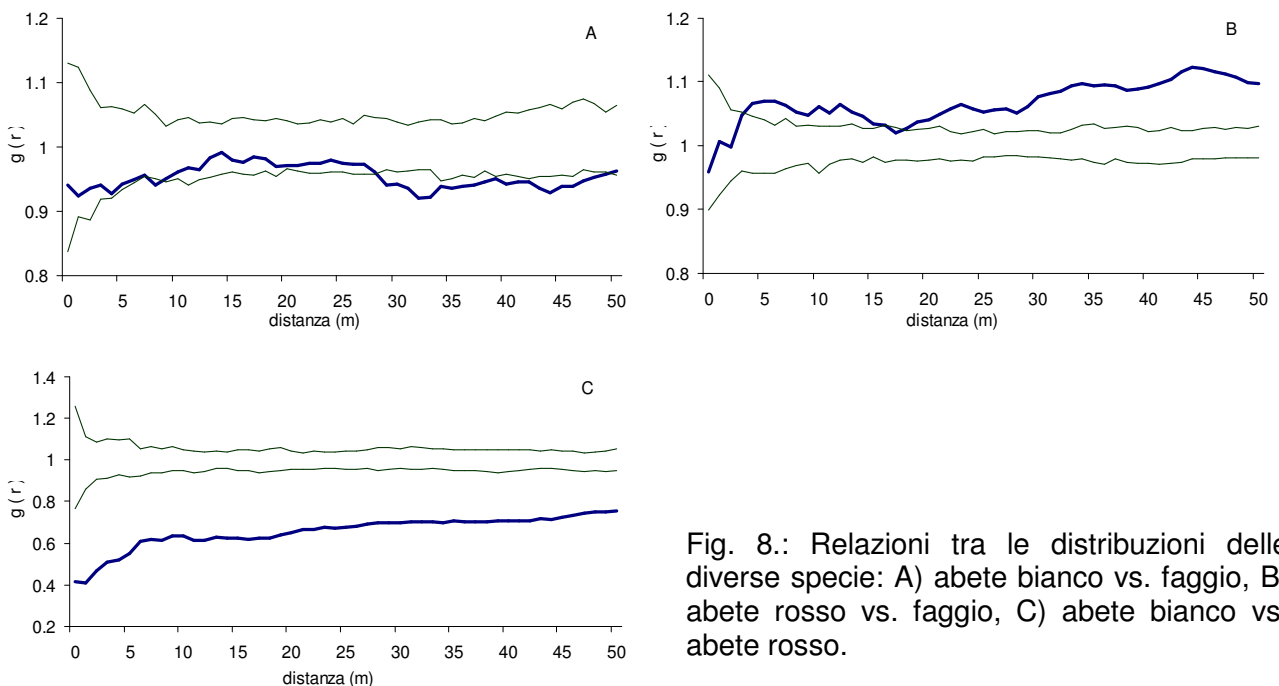


Fig. 8.: Relazioni tra le distribuzioni delle diverse specie: A) abete bianco vs. faggio, B) abete rosso vs. faggio, C) abete bianco vs. abete rosso.

In Fig. 10 si riportano le relazioni tra le diverse classi diametriche delle tre specie, in particolare facendo riferimento alle piante con diametro inferiore a 17.5 cm rispetto a quelle di diametro maggiore di 30 cm. Le conifere di piccole dimensioni presentano aggregazione verso i propri conspecifici grandi, mentre il faggio presenta segregazione a tutte le distanze indagate. Si registrano inoltre repulsione tra le due conifere, attrazione tra i diametri piccoli di abete bianco verso quelli grandi di faggio e tra le piante piccole di faggio e quelle grandi di abete rosso.

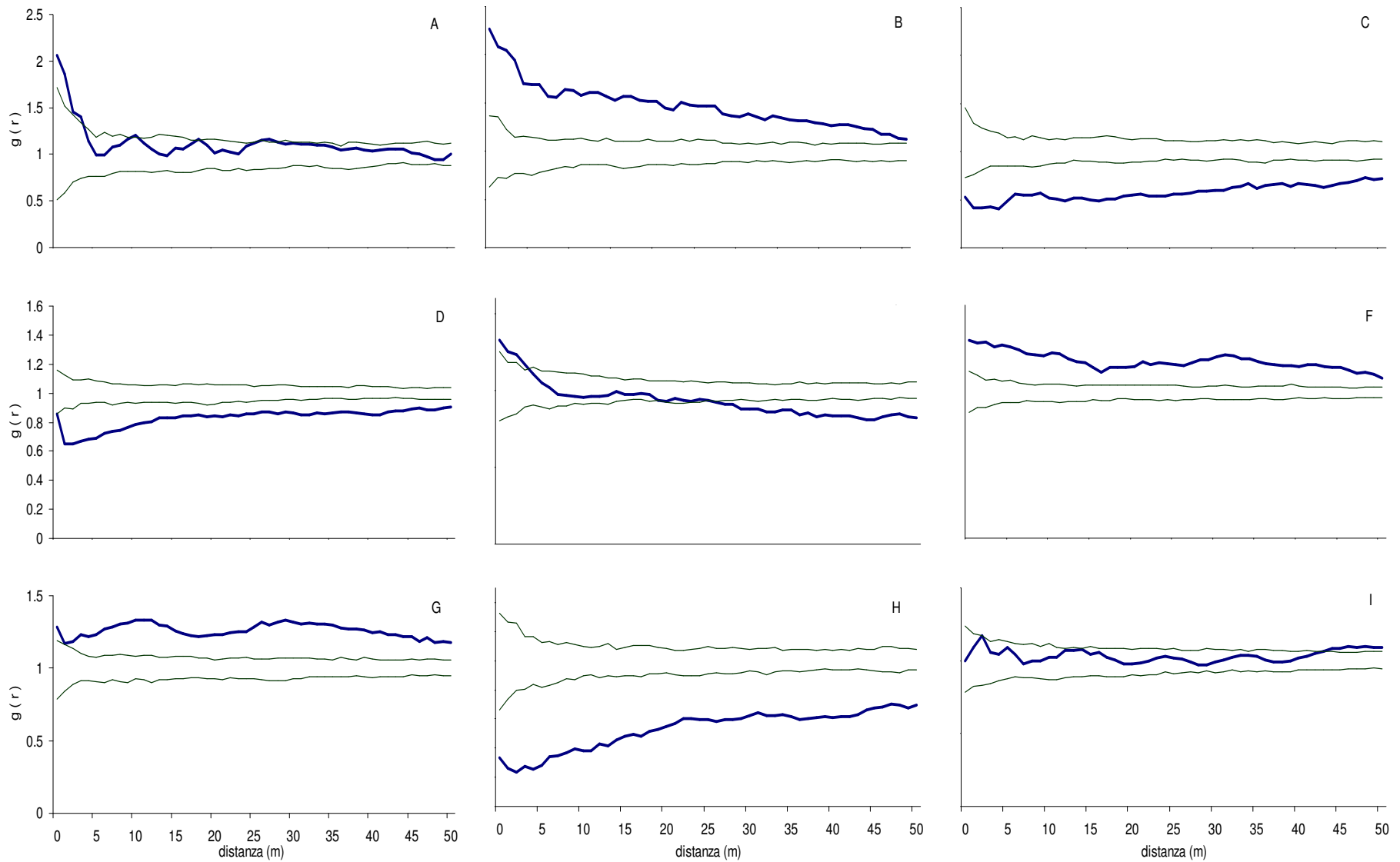


Fig. 10. distribuzioni spaziali di: abete bianco diametro < 17.5 cm vs. piante con diametro > 30 cm di: A) abete bianco, B) faggio, C) abete rosso; faggio diametro < 17.5 cm vs. piante con diametro > 30 cm di: D) faggio, E) abete bianco, F) abete rosso; abete rosso diametro < 17.5 cm vs. piante con diametro > 30 cm di: G) abete rosso, H) abete bianco, I) faggio.

Strutture spaziali

Sono state poi analizzate le strutture spaziali del popolamento e delle tre specie che lo compongono. La Fig. 11 riporta l'indice $z(l)$ di Moran calcolato per tutte le piante vive dell'intero popolamento e per le diverse specie. Per quanto riguarda le piante vive, si osserva sempre la presenza di una struttura a gradiente, con due gruppi composti da individui con caratteristiche dimensionali simili e ampi da 60 a 90 m.

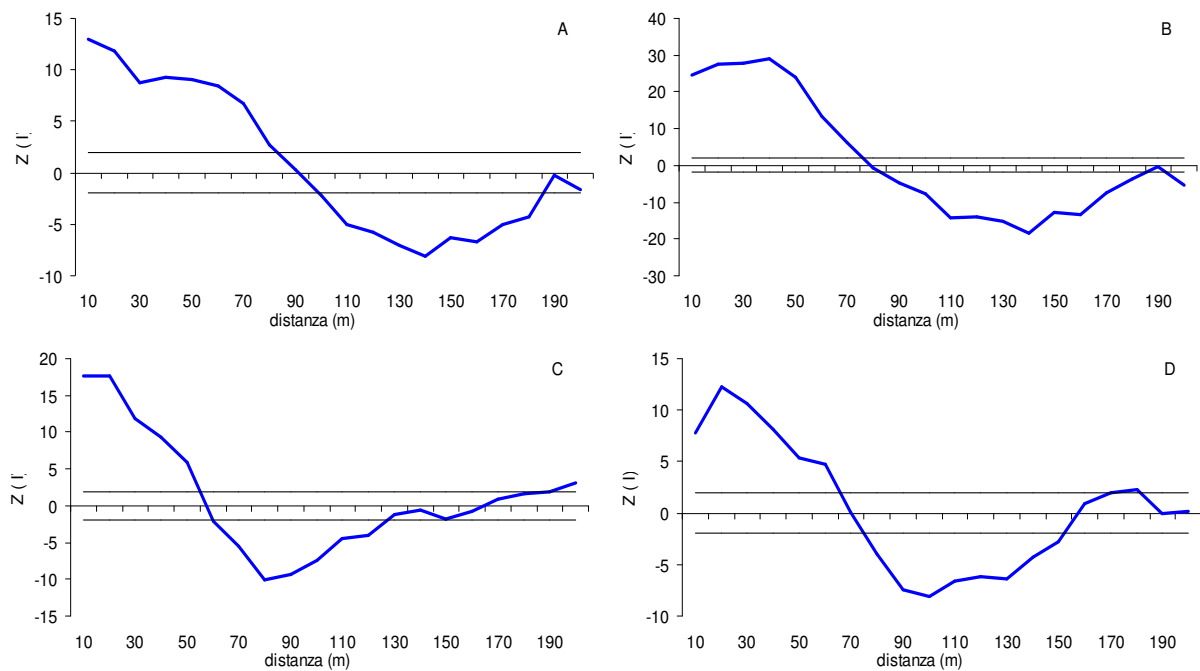


Fig. 11. Indice $Z(l)$ di Moran calcolato per le piante vive di: A) tutto il popolamento, B) faggio, C) abete rosso, D) abete bianco.

Le piante morte in piedi invece (Fig. 12), mostrano a livello globale di popolamento la presenza di gruppi ampi più o meno 20 m, struttura che è ripresa soltanto dall'abete rosso, mentre le altre due specie non presentano caratterizzazioni strutturali relativamente alle piante morte in piedi.

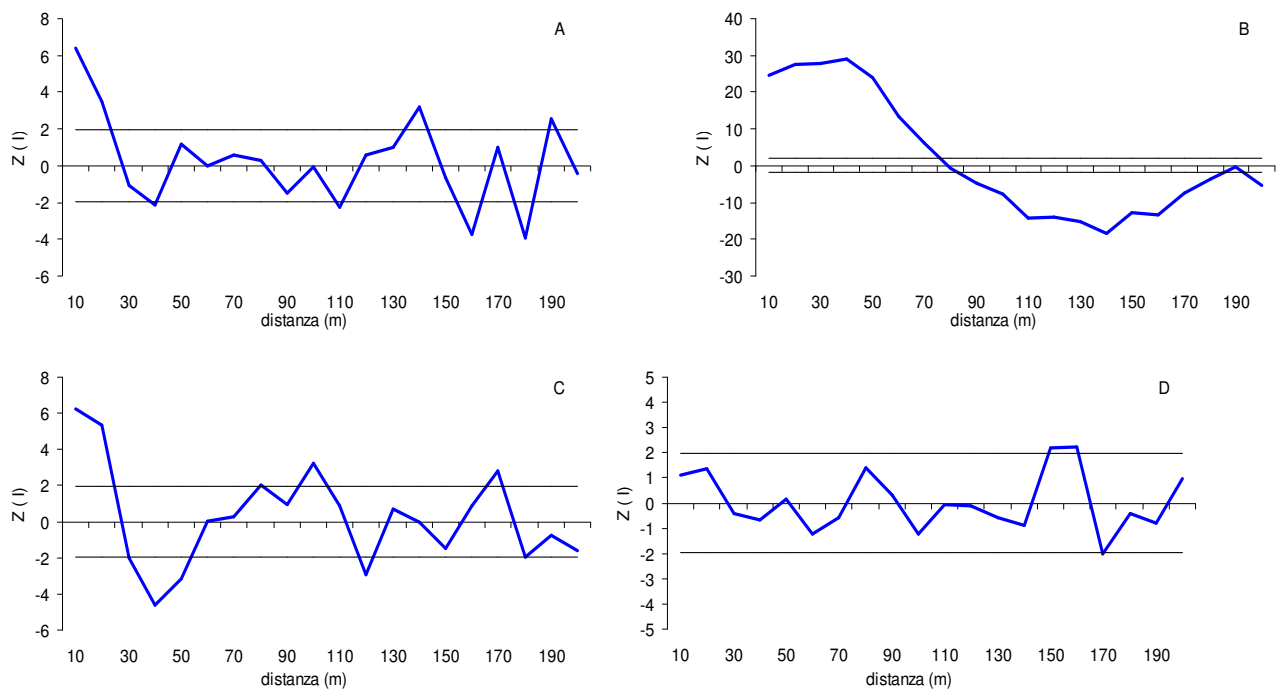


Fig. 12: Indice $Z(I)$ di Moran calcolato per le piante morte di: A) tutto il popolamento, B) faggio, C) abete rosso, D) abete bianco.

Infine è stato calcolato il *Local Gi** per tutte le piante del popolamento vive e morte e per le tre diverse specie. Nelle mappe in Fig. 13, si possono localizzare i gruppi identificati dall'indice di autocorrelazione globale di Moran, e si osserva come la struttura delle tre specie si combinano per dar luogo alla struttura complessiva: il faggio presenta due gruppi molto estesi ed evidenti di piante di grandi ed altri più piccoli con piante di dimensioni minori. Le conifere invece presentano una struttura in cui piante grandi e piccole occupano grosso modo uno spazio complementare rispetto a come è organizzato il faggio. Questa sovrapposizione di strutture dà luogo ad un popolamento caratterizzato da gruppi di piante con dimensioni omogenee ampi circa 60 m e distanti tra loro circa altrettanto.

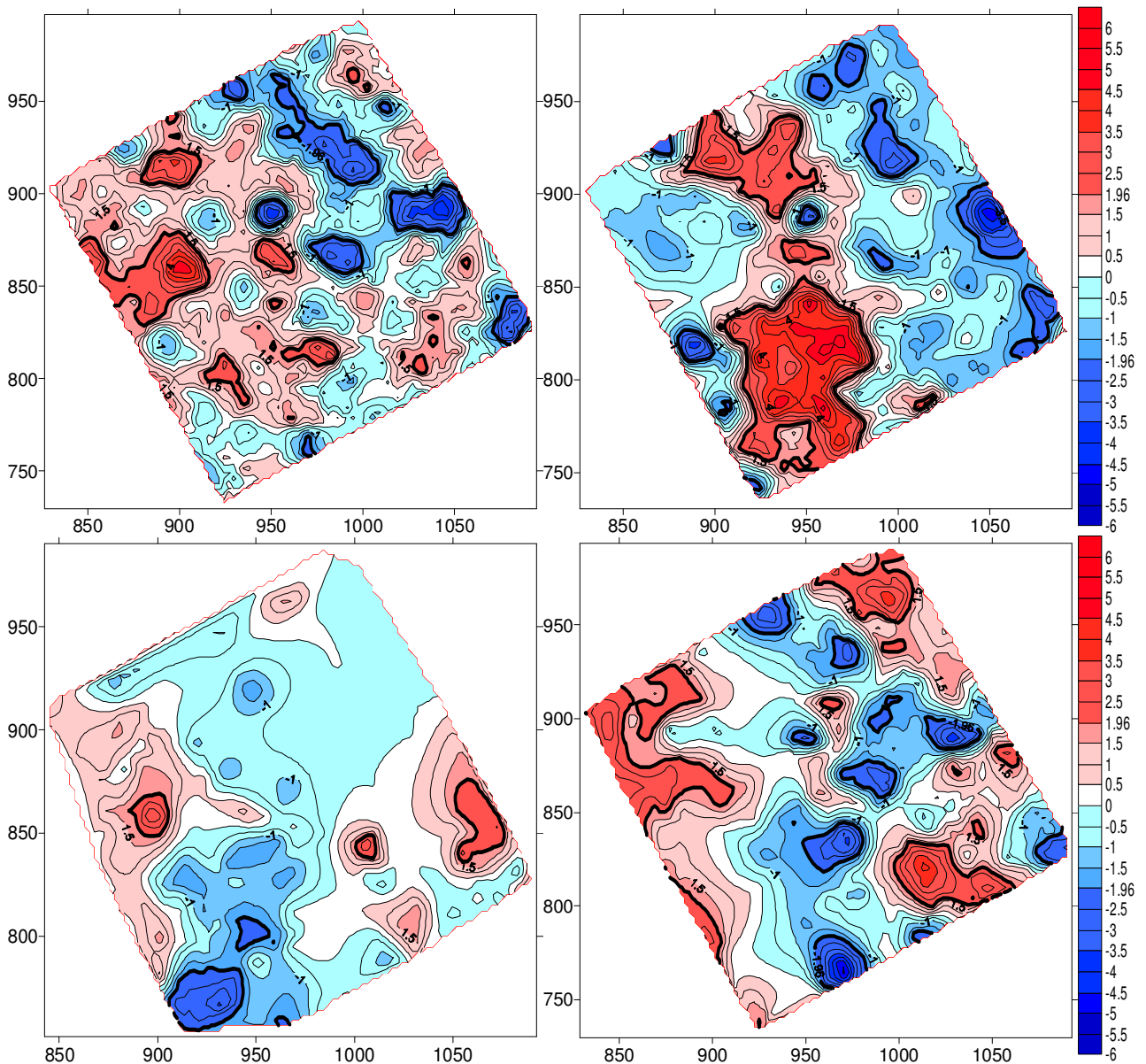


Fig. 13. Local G_i^* : in alto tutte le piante vive (sinistra) e morte (destra), in basso, da sinistra: abete bianco, abete rosso, faggio.

Discussioni

Caratteristiche generali del popolamento

Il popolamento è stato classificato come abietetto esomesalpico montano (Lasen 2000), ciò nonostante appare evidente la scarsità di abete bianco all'interno dell'area di monitoraggio. Se da un lato questo si può ricollegare alla passata gestione selvicolturale che forse ha favorito abete rosso e faggio, penalizzando l'abete bianco, dall'altro è senza dubbio conseguenza della forte pressione degli ungulati, che, dove presenti in popolazioni numerose, costituiscono ovunque un forte limite alla rinnovazione della specie (Senn and

Suter 2003) e rappresentano da lungo tempo un fattore di disturbo importante per la foresta del Cansiglio (Caudullo et al. 2003). Oltre all'abete bianco, in cui questa caratteristica è più spiccata, il popolamento in generale è caratterizzato da un evidente deficit di piante dai diametri piccoli, prova di come l'impatto degli ungulati sia così forte da manifestarsi anche sulla rinnovazione delle altre specie (Caudullo et al. 2003). Il Cansiglio, infatti, offre una situazione ideale per lo sviluppo delle popolazioni di cervi, in quanto presenta due caratteristiche fondamentali per la specie: la presenza di pascoli estesi circondati dal bosco particolarmente attraenti per gli ungulati (Flueck 2000; Reimoser and Gossow 1996) e il divieto di caccia su tutta la foresta del Cansiglio che l'ha resa luogo eletto di rifugio (Reimoser 1998). Il soprassuolo è quindi costituito da un popolamento multiplano con una distribuzione diametrica e una struttura verticale prossime a quelle di popolamenti naturali, da cui però diverge per alcune caratteristiche fondamentali: la curva di distribuzione diametrica a J rovesciata tipica delle foreste vergini o vetuste (Franklin and Spies 1991; Frelich and Reich 2003), è infatti tronca nelle prime classi diametriche, come appena visto, ma anche verso la fine, non raggiungendo le grandi dimensioni tipiche di ambienti privi di disturbi da molto tempo (Franklin and Spies 1991). La mancanza di diametri grandi è particolarmente evidente nella distribuzione diametrica delle piante morte in piedi, quasi tutte di diametro inferiore a 30 cm, da cui si può dedurre che nel popolamento siano attualmente in atto dinamiche di competizione che portano a morire gli individui più deboli o in condizioni svantaggiose: individui sottoposti ovvero interessati da qualche tipo di disturbo (il più frequente è lo sfregamento dei palchi da parte degli ungulati). Mancano quindi grandi individui morti in piedi, altro segno tipico di foreste non toccate da molto tempo (Harmon et al. 2004; Spies et al. 1988).

Andando ad analizzare le distribuzioni delle età, appare evidente la coetaneità degli individui, soprattutto di abete bianco. È interessante notare come, nonostante questa caratteristica sia molto spiccata, il popolamento sia indirizzato verso una struttura disetaneiforme o per meglio dire multiplana. La discrepanza tra le distribuzioni diametriche e delle età sembra quindi indicare che il popolamento, lasciato a libera evoluzione negli ultimi quarant'anni, sia stato modellato dalle dinamiche competitive e dalla mortalità in modo da recuperare abbastanza velocemente una struttura multiplana, più naturaliforme, e ciò è avvenuto nonostante il disturbo dato dagli ungulati. Al contrario, la struttura delle età sembra essere più lenta a ricomporsi e sarà quindi importante monitorarne lo sviluppo per confermare se a questa tendenza verso un aspetto multiplano corrisponderà eventualmente anche una effettiva diversa distribuzione delle età.

Distribuzioni e strutture spaziali

La distribuzione spaziale del popolamento è di tipo aggregato, come evidenziato dalla statistica O-ring. Le ragioni di questo tipo di organizzazione spaziale possono essere molteplici: per esempio, come mostrato da recenti studi (Meador et al. 2009; Rozas et al. 2009), la gestione può essere uno dei fattori, in quanto tendenzialmente favorisce l'aggregazione degli individui rimasti dopo il taglio inoltre, le aree tagliate vengono gradualmente ricolonizzate dalla rinnovazione che, se in fase di competizione come è attualmente quella dell'area di studio, influisce sulla struttura aggregata del popolamento. Infine, la morfologia dell'area, con la sua conformazione a doline, può costituire un fattore di selezione dei siti in cui le piante trovano un ambiente migliore per il loro sviluppo. Nelle doline più profonde, infatti, si è riscontrata in media una minore densità. La distribuzione spaziale delle diverse classi diametriche ha posto in evidenza le dinamiche di competizione in atto, che si esprimono nell'aggregazione che diminuisce all'aumentare delle classi diametriche, sino ad arrivare a repulsione per brevi distanze tra le piante con diametri maggiori. Questo fenomeno è stato osservato da molti autori in contesti diversi (Getzin et al. 2008; Szewczyk and Szwagrzyk 2010; Zhang et al. 2009), e indica processi di mortalità dipendenti dalla densità, che portano all'autodiradamento degli individui come conseguenza della competizione per le risorse (Kenkel 1988). La distribuzione spaziale aggregata delle piante morte in piedi, indicando verosimilmente la presenza di nuclei a densità elevata dove la mortalità è causata principalmente da fenomeni competizione, sembra confermare tale ipotesi.

Le relazioni tra le specie sembrano essere guidate dalle distribuzioni relative tra le piante piccole e grandi delle diverse specie. Osservare come queste si distribuiscono può fornire delle indicazioni sulle dinamiche tra le specie e possibili evoluzioni tra piano dominante e piano dominato. Sia l'abete bianco che l'abete rosso mostrano attrazione tra gli individui di piccole dimensioni con quelli di grandi dimensioni della stessa specie, comportamento particolarmente evidente per l'abete rosso, che mantiene l'attrazione per tutte le classi di distanza: se per l'abete bianco ciò può essere spiegato con la sua caratteristica tolleranza all'ombra, che gli permette di vivere anche a lungo sotto copertura, per l'abete rosso ciò si può forse spiegare con la presenza all'interno dell'area di un nucleo quasi monospecifico di abete rosso, forse artificialmente inserito durante il periodo in cui la foresta era gestita, secondo una pratica diffusa in Cansiglio e in tutte le Alpi, di piantare abete rosso invece di faggio ed abete bianco (Del Favero 2004). I risultati ottenuti sembrano confermare la

tendenza dell'abete bianco a crescere sotto la copertura del faggio, e quindi l'alternanza tra le due specie, come è stato suggerito da diversi autori per la zona delle Alpi (Del Favero 2004; Heiri et al. 2009). Inoltre il faggio mostra aggregazione con le piante grandi di abete rosso, confermando apparentemente un'altra dinamica tra specie, già osservata da altri autori, di alternanza tra abete rosso e faggio, che da alcuni viene interpretata come l'effetto del solo intervento antropico (Giacobbe 1926; Screm 1967), da altri con la modificazione da parte delle due specie delle caratteristiche della lettiera e del suolo (Susmel 1951).

Per quanto riguarda la struttura spaziale delle tre specie, si è osservato come individui di faggio e delle conifere di dimensioni diverse sembrano occupare spazi complementari all'interno dell'area, disponendosi in nuclei in cui le specie siano divise nello spazio sia in senso verticale che orizzontale: si trovano quindi nuclei dove prevale la presenza di faggi di dimensioni piuttosto elevate con conifere di dimensioni più ridotte e viceversa. Questa segregazione tra le specie, in parte emersa e già spiegata dall'analisi delle distribuzioni spaziali, potrebbe essere il risultato, oltre che dell'ecologia delle specie, soprattutto della gestione pregressa che ha favorito la creazione di gruppi omogenei per dimensioni e specie.

Bibliografia

- AA.VV. 1987. Boschi della Serenissima - utilizzo e tutela. Mostra documentaria, Archivio di Stato di Venezia. Venezia.
- AA.VV. 1988. Boschi della Serenissima - storia di un rapporto uomo-ambiente. Dal passato a noi. Strumenti didattici 2, Archivio di Stato di Venezia. Venezia.
- Anselin, L. 1995. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis* 27:93-115.
- Bätzing, W., M. Perlik, and M. Dekleva. 1996. Urbanization and depopulation in the Alps. *Mountain Research and Development*:335-350.
- Bessega, C.A. 2008. Evoluzione storica delle tecniche selvicolturali nella foresta del Cansiglio.
- Carrer, M., and C. Urbinati. 2001. Spatial analysis of structural and tree ring related parameters in a timberline forest in the Italian Alps. *Journal of Vegetation Science* 12(5):643-652.
- Caudullo, G., R. De Battisti, C. Colpi, C. Vazzola, and F. Da Ronch. 2003. Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio forest (Veneto Prealps, NE Italy). *Journal for Nature Conservation* 10(4):233-241.
- Cliff, A., and J. Ord. 1973. *Spatial Autocorrelation* London, Pion London UK.
- Cliff, A.D., and K. Ord. 1970. *Spatial autocorrelation: a review of existing and new measures with applications*. *Economic Geography* 46:269-292.

- Del Favero, R. 2004. I boschi delle regioni alpine italiane: tipologia, funzionamento, selvicoltura. CLEUP (ed.).
- Flueck, W.T. 2000. Population regulation in large northern herbivores: evolution, thermodynamics, and large predators. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 46(3):139-166.
- Fortin, M.J., M.R.T. Dale, and J. ver Hoef. 2002. Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of environmetrics* 4:2051–2058.
- Franklin, J.F., and T.A. Spies. 1991. Ecological definitions of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service general technical report PNW-GTR-Pacific Northwest Research Station (USA).
- Frelich, L.E., and P.B. Reich. 2003. Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews* 11(S1):9-22.
- Getis, A., and J. Ord. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geogr Anal* 24 (3):189 - 203.
- Getis, A., and J.K. Ord. 1996. Local spatial statistics: An overview. P. 261 - 277 in *Spatial analysis: Modeling in a GIS environment* Longley P, and M. Batty (eds.), Wiley New York.
- Getzin, S., T. Wiegand, K. Wiegand, and F. He. 2008. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology* 96:807-820.
- Giacobbe, A. 1926. Sull'alternanza e sulla distribuzione delle formazioni arboree in Carnia.«. *Arch. Bot* 2:1-15.
- Harmon, M.E., J.F. Franklin, F.J. Swanson, P. Sollins, S.V. Gregory, J.D. Lattin, N.H. Anderson, S.P. Cline, N.G. Aumen, and J.R. Sedell. 2004. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* 34:59-234.
- Heiri, C., A. Wolf, L. Rohrer, and H. Bugmann. 2009. Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management.
- Keckler, D. 1995. *Surfer for Windows-User's Guide.*-Golden Software. Inc., Golden, CO.
- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology*:1017-1024.
- Lasen, C. 2000. Indagini floristico-vegetazionali per la redazione dei piani di gestione delle riserve naturali "Pian di Landro - Baldassare" e "Piaie Longhe - Millifret". Inedito.
- Latham, P.A., H.R. Zuring, and D.W. Coble. 1998. A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management* 104(1-3):157-170.
- Lingua, E., P. Cherubini, R. Motta, and P. Nola. 2008. Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science* 19(3).
- Meador, A.J.S., M.M. Moore, J.D. Bakker, and P.F. Parysow. 2009. 108 years of change in spatial pattern following selective harvest of a *Pinus ponderosa* stand in northern Arizona, USA. *Journal of Vegetation Science* 20(1):79-90.
- Motta, R., and F. Garbarino. 2003. Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Ann. For. Sci* 60:361-370.
- Ord, J.K., and A. Getis. 2001. Testing for local spatial autocorrelation in the presence of global autocorrelation. *Journal of Regional Science* 41(3):411-432.
- Piccin, A. 1998. Il paesaggio del Cansiglio attraverso la storia forestale.
- Reimoser, F. 1998. Forest and ungulates in Austria—problems, management strategies, research needs. *Grazing as a management tool in European forest ecosystems* (eds J Humphrey, R Gill & J Claridge):45–62.
- Reimoser, F., and H. Gossow. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* 88(1-2):107-119.

- Rozas, V., R. Zas, and A. Solla. 2009. Spatial structure of deciduous forest stands with contrasting human influence in northwest Spain. *European Journal of Forest Research* 128(3):273-285.
- Sawada, M. 1999. Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 80(4):231-234.
- Screm, E. 1967. Studio sulla rinnovazione naturale nei boschi misti di abete e picea di Paularo (Udine). *Ann. Acc. It. Sci. For* 16:201–251.
- Senn, J., and W. Suter. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management* 181(1-2):151-164.
- Spies, T.A., J.F. Franklin, and T.B. Thomas. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69(6):1689-1702.
- Susmel, L. 1951. Struttura, rinnovazione e trattamento delle Abetine del Comelico. *L'Italia Forestale e Montana* 6(4):177-198.
- Szewczyk, J., and J. Szwagrzyk. 2010. Spatial and temporal variability of natural regeneration in a temperate old-growth forest. *Annals of Forest Science* 67(2).
- Wiegand, T. 2004. Introduction to Point Pattern Analysis with Ripley's L and the O-ring statistic using the Programita software A user manual with an collection of examples for point pattern analysis using the Programita software.
- Wiegand, T., and K.A. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104(2):209.
- Zhang, Q., Y. Zhang, S. Peng, E. Yirdaw, and N. Wu. 2009. Spatial Structure of Alpine Trees in Mountain Baima Xueshan on the Southeast Tibetan Plateau. *Silva Fennica* 43(2):197-208.

CAPITOLO 3: The impacts of human management on forest structure: comparison between a pristine and a semi-natural fir-spruce-beech forest

Articolo sottomesso a Forestry

Efrem Ferrari¹, Silvia Lamedica¹, Emanuele Lingua¹, Ionel Popa², Marco Carrer¹

¹ *Department TeSAF, University of Padova, viale dell'Università, 16, 35020 Legnaro (PD) – Italy*

² *Forest Research and Management Institute, Research Station for Norway Spruce Silviculture, Calea Bucovinei, 73bis RO-725100 Câmpulung Moldovenesc, Romania*

Abstract

Most European mixed mountain forests have been affected by human activities for centuries and information about their natural structure and dynamics is scarce. The few remnants of primeval forests still preserved in Eastern Europe represent a valuable opportunity to study natural dynamics within a close-to-nature silviculture perspective. In this study we compared the structure of a primeval fir-beech-spruce forest with a formerly managed stand to assess management impacts. We conducted the study in two permanent plots (200x200m), one in a virgin forest in the Carpathians (Romania), the other in a forest in the Alps (Italy), unmanaged for 40 years. In each plot, species, DBH, height and position of trees (DBH>1cm) were collected. We analysed stand structural and spatial patterns through O-ring statistic and autocorrelation indices (Moran's I and Local Gi*). The Carpathian forest presents the typical uneven-aged DBH distribution with trees reaching DBH>100cm, while the Alpine stand lacks both smaller and big individuals. In the Carpathian stand large groups of trees with similar DBH are composed of a fine-scale species mixture, suggesting dynamics related to different regeneration niches. In the Alpine plot the groups are smaller with a simplified species mixture, indicating that human impact is still influencing seedlings recruitment.

Keywords: *Abies alba*, *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, mixed forest, stand dynamics, spatial distribution, spatial structure, O-ring statistic, Moran's I, Local Gi*

Introduction

In Europe, interest in primeval forests has increased considerably in the last decades. This is a consequence both of growing attention towards ecological processes and the diffusion of close-to-nature silviculture concepts in different countries (Schütz & De Turckheim, 2010). As long-term sustainable forest management is possible only if it is firmly based on

natural processes (Standovár and Kenderes 2003), primeval forests are precious remnants in which we can observe and analyse natural dynamics and understand the evolution of tree communities, without direct or indirect human impacts (Parviainen 2005). Throughout Western Europe, old-growth forests are scarce and very fragmented even in protected areas. Moreover, their status of naturalness is often doubtful since direct or indirect anthropogenic disturbances have been widespread and long-lasting (Rozas 2006). Even on mountain chains like the Alps, which are wilder and less inhabited than low-lying areas, forest structure has been considerably altered by centuries-old disturbances such as cattle grazing, wildfire, harvesting and wildlife management (Carrer and Urbinati 2001; Lingua et al. 2008; Motta and Garbarino 2003). Therefore, in those kinds of systems, it is complex to evaluate the natural processes and the regime and role of natural disturbances. Certainly, since almost all forests in Western Europe are characterized by a composition, structure and function which has been altered by human activities, it is of primary importance to understand the rate and dynamics of the recovery of more natural conditions (Rozas et al. 2009). A valuable example could come from the last remnants of primeval forests left in Eastern Europe (Parviainen 2005; Standovár and Kenderes 2003).

The importance and diffusion of forest spatial structure analyses has recently been increasing since, by evaluating the position of trees and the interaction between them, it is possible to identify the ecological processes shaping forest communities (Wiegand and Moloney 2004). From an ecological perspective, one of the most debated research topics within the scientific community is the pattern of establishment and development of plants in space and time (Law et al. 2009). Many researches support the theory that the spatial pattern of a tree population becomes more regular in space as trees become bigger and older (Boyden et al. 2005). This is considered to be the effect of a non-random density-dependent tree mortality that affects neighbouring trees: while seedlings tend to be clumped due both to seed dispersal and microsites conditions, intra- and inter-specific competition tends to slowly reduce this clumping towards a more regularly distributed pattern (Getzin et al. 2006; He and Duncan 2000). Another key topic is the presence and role of intra and/or interspecific competition during the regeneration phases (Getzin et al. 2008).

Here we evaluate the spatial patterns of two *Abies-Picea-Fagus* forests, one of the most common forest communities in the mountain chains of Europe. The stands we analysed have similar composition but different stand history: one is a primeval forest located in the Eastern Carpathians in Romania, the other is a formerly managed stand which has been

left to natural evolution in the last 40 years following its inclusion in a forest reserve. This stand, located in the Eastern Italian Alps, is representative of many forest reserves of Western Europe, where recovery of natural dynamics has been occurring only recently (Parviainen 2005; Standovár and Kenderes 2003). In our study the samplings follow LTER (Long Term Ecological Research) guidelines and have been performed in two 4 ha permanent plots. This is a size we consider sufficient to capture temperate mountain forest diversity and complexity according to the regime of small-scale and low frequency disturbances often present in these ecosystems (Firm, 2009; Standovar, 2003). The objectives of this work are to: 1) assess the stand structure of the two 4 ha permanent plots located in those forests, 2) highlight the similarities and differences between the two communities, 3) evaluate the differences that could be the result of past human activities.

Material and Methods

Study sites

Carpathian plot. The Codrul Secular Slatioara Forest Reserve (SLA) is located in the basin of the Moldova river (East Romania, Cord: 47°27'N; 25°8'E) (Fig. 1B). The Reserve is situated in the territory of Stulpicani, Suceava department. Established in 1934, it covers an area of 1064 ha. The altitude ranges from 790 to 1353 m a.s.l.. The climate is temperate, cold and relatively wet, with mean annual temperature of 5.8 °C and mean annual precipitations of 700-810 mm. The bedrock is constituted by crystalline shale and limestone with brown meso-basic, brown acid and podzol soils. Forests are either pure Norway spruce or mixed coniferous (spruce and silver fir) with or without beech. The 4 ha permanent plot was established in the pristine mixed spruce-fir-beech forest area, on mid-mountain slope at a mean altitude of 1150m a.s.l.

Alpine plot. This is located in the Pian di Landro – Baldassare Nature Reserve (CAN), situated on the Cansiglio plateau in the municipality of Tambre d'Alpago, Veneto Region (Eastern Italian Alps, Cord: 46° 06' N; 12°25' E) (Fig. 1A). The reserve was established in 1971 and covers an area of 265 ha in the northern part of the Cansiglio forest. The mean altitude is 1100 m a.s.l. and mean slope is between 5 and 10°. The climate is oceanic with cold winters, mean annual temperature is 6.6 °C and mean annual precipitation 1800 mm. The bedrock is mainly limestone and the soil is a dark, humid, humus rich rendzina with local accumulations of clay. Forests are mixed coniferous-broadleaves with *Abies alba*

Mill., *Picea abies* (L.) Karst. and *Fagus sylvatica* L. The 4 ha permanent plot was established in a previously managed mixed stand and is characterized by a gentle topography, with numerous sinkholes caused by karstic processes and frequent emerging rocks.



Fig. 1: Location of the two study plots: A) Cansiglio (CAN), B) Slatioara (SLA).

Sampling

Both Cansiglio and Slatioara permanent plots cover an area of 4 ha (200 x 200 m). Inside the plots, all living and dead standing trees with diameter at breast height (DBH) ≥ 1 cm were measured and permanently labelled with a numbered plastic tag. For each tree we recorded the stem position (x, y), species, DBH, and height.

Data analysis

We applied Point Pattern Analysis techniques to describe the spatial patterns of trees within the plots. To analyse the spatial distribution of the two forest stands, we used the univariate pair-correlation function $G(r)$ (Wiegand and Moloney 2004), which represents the estimated number of points in a ring of a certain width, with radius r , centred in the location of a random individual, divided by the average intensity of the pattern. The $G(r)$ function, with respect to the more commonly used Ripley's K , isolates specific distance classes, avoiding cumulative effects. The significance level was obtained comparing the real distribution pattern with confidence envelopes created from Monte Carlo simulations of a null model. In order to test if the distributions were clumped, regular or random, we used

The Moran's I index for the entire tree populations (Fig. 4) revealed a clear gradient in CAN. Positive values of $z(l) < 70$ m represent the average size of patches of trees with similar DBH, while a negative value between 80 and 180 m indicates the average distance between patches of trees with different DBH. SLA presents a similar trend, with a positive $z(l)$ up to a distance of 100 m and negative value of autocorrelation at distances >110 m.

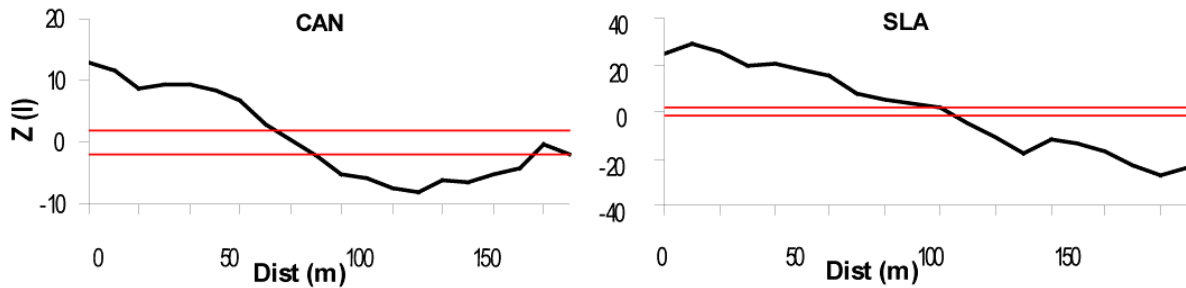


Fig. 4: Global autocorrelation for CAN and SLA plots.

If we consider each species individually (Fig. 5) in CAN fir and beech show a trend similar to the whole tree population, with positive autocorrelation up to 60 and 70 m respectively and negative autocorrelation between 70-140 m and 80-170 m. Spruce has, generally, smaller positive (<50 m) and negative (60-120m) groups. In SLA fir and spruce present spatial structures similar to the entire population with average size of patches of trees with similar DBH of 100 and 90 m respectively while patches of dissimilar DBH are found at an average distance greater than 100 m. On the contrary, beech shows a different and unique pattern with a prevalent absence of autocorrelation at all distance-classes with just small significant patches of trees with similar DBH at distances < 10 m.

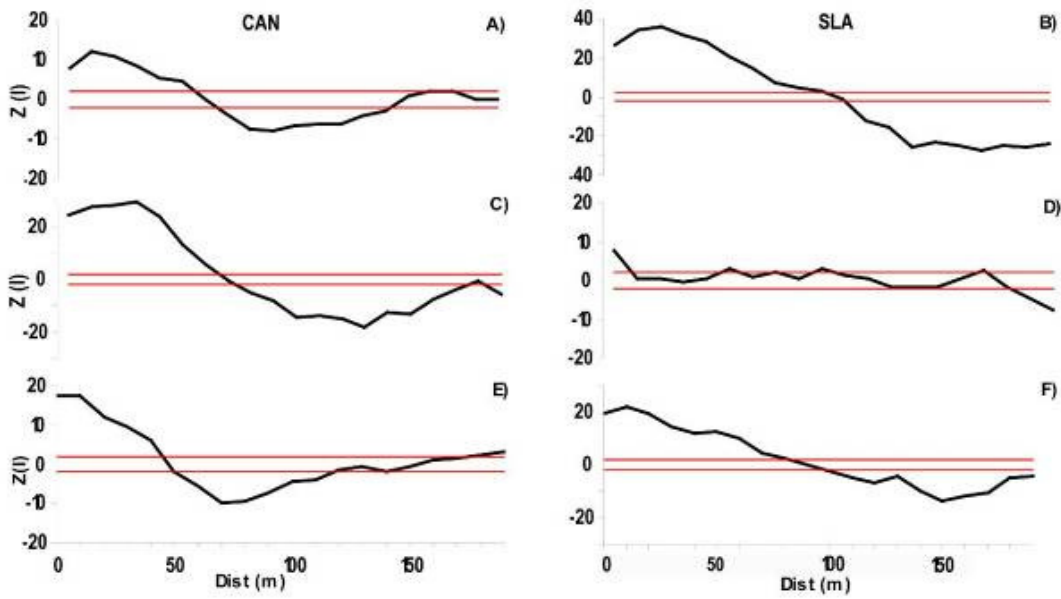


Fig. 5: Global autocorrelation in CAN (left) and SLA (right) for: *Abies alba* (A, B), *Fagus sylvatica* (C, D), *Picea abies* (E, F).

The local G_i^* statistic confirms the previous outputs. However, it adds some valuable information about the position and structure of the groups highlighted by the Moran's I . Considering the overall tree population, in CAN the average size of the patches are smaller than in SLA (Fig. 6). In CAN fragmented patches of larger trees (hot spots) are prevalent in the western and southern part of the plot while one clear gradient is visible in SLA, with wider and closely connected patches of large trees in the eastern sector and dense clusters of regeneration (cold spots) in the western.

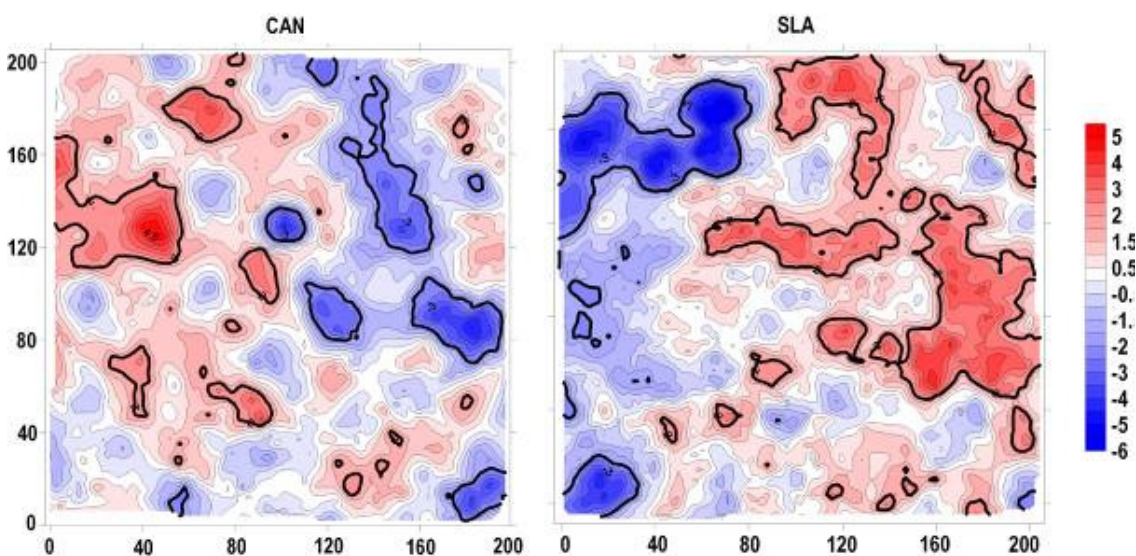


Fig. 6: Local G_i^* index for CAN (left) and SLA (right) forests: blue colours represent the cold spots (small DBH), red colours the hot spots (large DBH), thick black line represents the threshold for significant values ($p < 0.05$). Distance: 10m.

Furthermore, evaluating the species-specific spatial autocorrelation values (Fig. 6 and 7), we observed some peculiarities of each single species behaviour in the two forests: fir plays a very small part in shaping the CAN stand, while in SLA there is a strong connection between its spatial pattern and the whole stand structure.

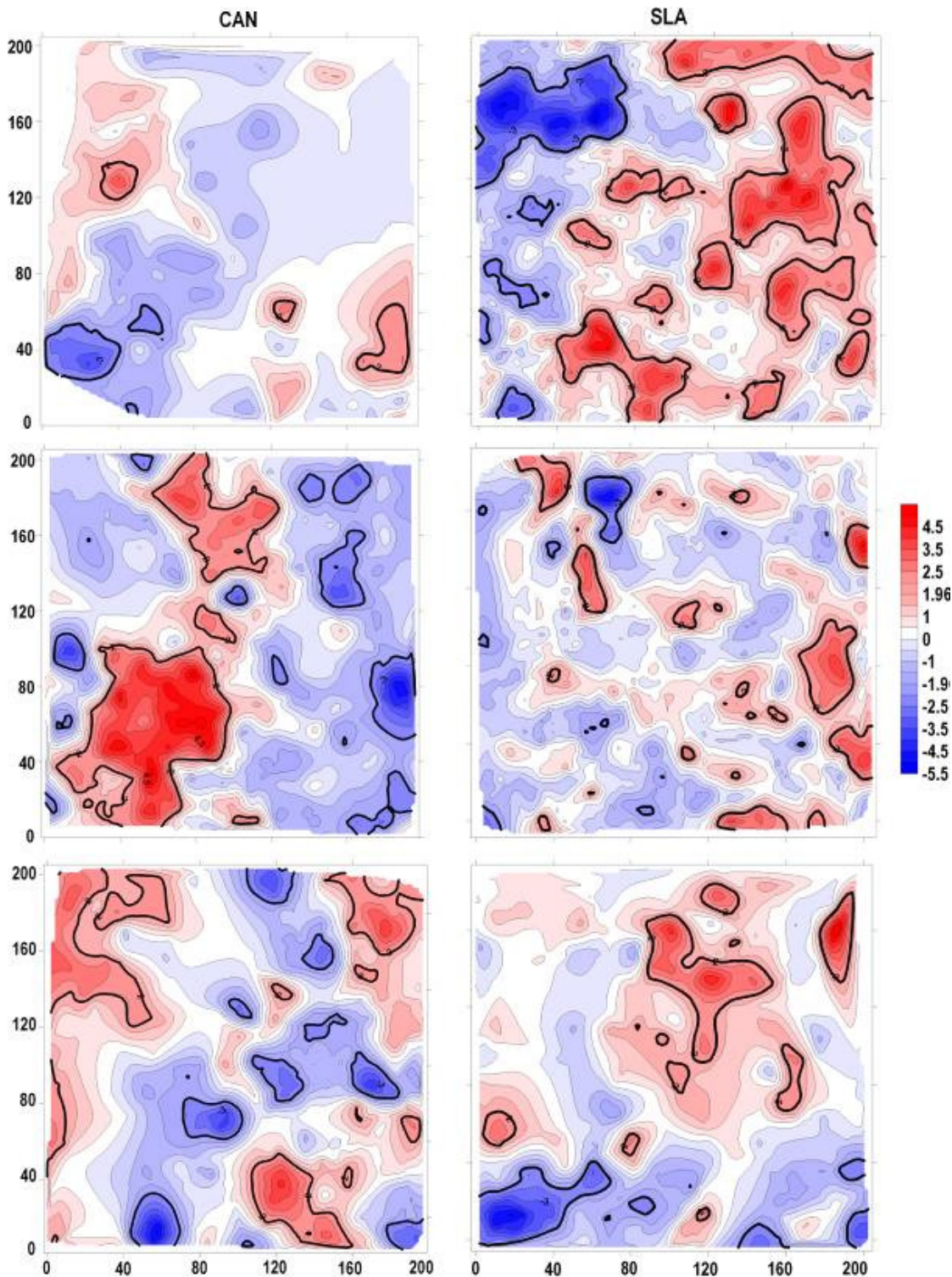


Fig. 7: Local G_i^* index in CAN (left) and SLA (right) for: *Abies alba* (top), *Fagus sylvatica* (middle), *Picea abies* (bottom). Blue colours represent the cold spots (small DBH), red colours the hot spots (large DBH), thick black line represents the threshold for significant values ($p < 0.05$). Distance: 10m.

On the contrary, beech has a stronger influence on the CAN spatial stand structure while in SLA it gives a less significant contribution with only few small patches. Spruce also shows a different behaviour in the two plots: in CAN it consists of small patches of trees with homogeneous DBH, while in SLA we can clearly identify two larger groups. If we compare the species structure inside the same plot, we see that in CAN the two conifers seem to share most of both the large and small DBH spatial patterns, while beech shows a reversed distribution, where large trees are clumped among fir and spruce patches. On the contrary, in SLA we observe that the three species show similar spatial structure that overlaps on the same area and generates a stronger segregation all over the plot among groups with either big or small DBH.

Discussion

Composition and size distribution

Both stands can be classified as multi-layered mixed forests of fir, beech and spruce. The diameter distributions and stand characteristics nevertheless reveal differences between the two plots. Concerning the total basal area, both values are comparable with other European mountain old-growth forest reserves (Firm et al. 2009; Motta et al. 2008; Nagel et al. 2006) although the value in SLA is higher than in CAN. The twofold number of trees per hectare registered in SLA strongly affects the differences in DBH distribution of the two stands. Indeed, most of the missing trees of the CAN plot are in the lower DBH classes. As a direct consequence the SMD is higher in CAN than in SLA even if trees in the latter reach much greater maximum DBH and heights – a typical sign of undisturbed forests where trees can gain considerable size (Franklin and Spies 1991; Frelich and Reich 2003). One reason for the scarcity of big DBH of living and standing dead trees in CAN could be past human management, since those trees were the main target for selective or group cutting at the time of the most recent management practices during the last century (Nature Reserves of Consiglio Management Plan 1986).

The values of basal area and diameter distribution also show the different role played by each species in the two forests: in SLA fir is definitely the dominant species, while in CAN it is represented only by big individuals and has evident problems of regeneration. This is probably due, besides to direct human impact, to the increasing densities of ungulates:

browsing on fir is a well-known limitation to its regeneration (Senn and Suter 2003) and damage to young seedlings has often been recorded in the Cansiglio forest (Caudullo et al. 2003). Spruce in SLA has a DBH distribution that follows a different trend with respect to the other two species: this is in accordance with other studies in old-growth mixed fir and spruce forests (Antos and Parish 2002) and in pure spruce stands (Kuuluvainen et al. 1996; Svoboda and Pouska 2008), where spruce has a quite constant distribution throughout the different DBH size classes. This is probably due to different ecological needs between the three species: while fir can establish successfully under the canopy of old individuals and beech is a species which regenerates preferentially in canopy gaps (Nagel et al. 2006; Paluch 2007), spruce is less shade tolerant and seems to rely more on the presence of favourable microsites such as coarse woody debris and pit/mound morphology following tree uprooting (Firm et al. 2009). Instead, in CAN spruce is the main species by basal area and the second by number. The peak of distribution in the 15 cm class and the very significant proportion of small standing dead trees might suggest that it was able to colonize the largest openings created by the cuttings and is now undergoing a strong self-thinning process due to competition for the limited resources (Getzin et al. 2008). This would also explain the high mortality rates recorded in the 3 smallest DBH classes (saplings).

The DBH distribution of beech in CAN shows a similar reduction in frequency of the smallest DBH classes. Although this broadleaved tree is much less palatable, browsing and trampling by ungulates is likely one of the reasons for this. However, stand characteristics after management have probably exacerbated this pattern because of canopy closure due to increasing mean age of the stand. Indeed, the effects of last harvesting and thinning have ceased, while the overall relatively young age of the population (almost no individuals older than 150 years, unpublished data) means that mortality of large individuals is still sporadic. This results in poor seedling establishment and very strong competition between saplings and mature individuals. In SLA, on the contrary, recurrent mortality of larger trees allows a continuous regeneration within the stand.

As expected, the number of large standing dead trees (> 30 cm) is much lower in the previously managed stand (CAN) compared to the virgin forest (SLA). Indeed, by harvesting trees, human management reduces the competition within the stand and therefore reduces the mortality at canopy level. On the contrary, the dead tree ratio for trees below the 30 cm DBH threshold in CAN is higher probably as a consequence of the

re-establishment of natural dynamics. In SLA, instead, the constant ratio for trees below and above the 30 cm DBH threshold is an additional sign of balanced disturbances and mortality.

Spatial patterns

The overall degree of clustering outlined by the univariate O-ring statistic is in accordance with other studies on uneven-aged forests (Hao, 2007; Wang, 2010). However, the same spatial distribution may have partially different reasons in the two environmental contexts. While in SLA this distribution can only be the result only of natural causes (disturbances, different microsite conditions...), in CAN it might be the legacy of past human management. As Meador (2009) stated in his study about the changes in spatial pattern following selective harvesting, human management seems to favour the clustering of the remaining tree population once tree recruitment starts (Meador et al. 2009; Rozas et al. 2009). Moreover, harvested areas have been gradually re-colonized by large and dense patches of regeneration which, more than 40 years later, are still in the competition phase and are increasing the overall clumped structure of the forest.

The autocorrelation analyses on the whole tree population highlighted larger groups of trees with homogeneous DBH in SLA than in CAN. This global pattern can be interpreted looking at the species-specific spatial autocorrelation results in the two forests. In CAN, large trees are organized in mono-specific and contiguous rather than overlapping patches with similar DBH. Those patches showing segregation among the species can be considered as the result of spatial heterogeneity inside the forest, a clear sign of past human management. Cuttings and adjusting the silvicultural techniques in relation to the most common species in the exploited site (e.g. shelterwood on beech and group cutting on conifers) have likely enhanced the tree spatial segregation.

On the contrary, SLA is generally characterized by a strong fine-scale mixture of species: although with different strength, all the tree species seem to concur to the same structure. The most important role is played by fir, and then by spruce. Beech, instead, is organized in small groups of few individuals due to the quite irregular regeneration growing typically within generally small gaps (Standovár and Kenderes 2003). The patches of each single species are overlapping and it appears that the whole stand is characterised by patches of mixed species with homogeneous DBH. This is especially visible for the large diameter trees while patches formed by small DBH instead appear contiguous rather than overlapped. This might be the results of seedlings preference for particular regeneration

niches which might influence their establishment in a more peculiar way. Indeed, this seems to confirm the spatial segregation hypothesis for which stronger intra-specific rather than inter-specific competition between seedlings in mixed forest shapes and allows species coexistence (Shackleton 2002; Wang et al. 2010).

The effects of human management on the spatial structure of the CAN forest is evident, and seems to have forced a stronger species segregation and a reduction in fine-scale mixture. This could be the result of harvesting groups of trees, which is the typical silvicultural method applied in Northern Italy for conifers: opening small gaps twice as large as the mean height of the surrounding trees (50/60m). Consequently, a new cohort of seedlings became established. This is probably composed mainly of spruces, a species well adapted to colonize open spaces thanks to the light wind dispersed seed. On the contrary, the big patch of mature beech trees could have been favoured by a shelter-wood system.

CAN still lacks the natural disturbance dynamics patterns and its species composition seems to be transitional between a typical managed forest and the complexity of a virgin one. In particular, species mixture seems to be acting on a larger scale. We would like to stress here the importance of monitoring forest dynamics, especially in those previously managed systems. Indeed, only a continuous monitoring allows the effects of human management on forest structure to be evaluated and how these effects are evolving under natural dynamics and over the time.

Acknowledgments

We wish to thank Veneto Agricoltura, the forest administration of the Cansiglio forests, for providing us with accommodation during the field work and all the supports for this research.

References

- Anonymous. Nature Reserves of Cansiglio Management Plan. (1986) Staz. For. Vittorio Veneto.
- Anselin L. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis* (1995) 27:93-115.
- Antos JA, Parish R. Structure and dynamics of a nearly steady-state subalpine forest in south-central British Columbia, Canada. *Oecologia* (2002) 130:126-135.
- Boyden S, Binkley D, Shepperd W. Spatial and temporal patterns in structure, regeneration, and mortality of an old-growth ponderosa pine forest in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* (2005) 219:43-55.
- Carrer M, Urbinati C. Spatial analysis of structural and tree ring related parameters in a timberline forest in the Italian Alps. *Journal of Vegetation Science* (2001) 12:643-652.

- Caudullo G, De Battisti R, Colpi C, Vazzola C, Da Ronch F. Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio forest (Veneto Prealps, NE Italy). *Journal for Nature Conservation* (2003) 10:233-241.
- Firm D, Nagel TA, Diaci J. Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management* (2009) 257:1893-1901.
- Fortin MJ, Dale MRT, ver Hoef J. Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of Environmetrics* (2002) 4:2051–2058.
- Franklin JF, Spies TA. Ecological definitions of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service general technical report PNW-GTR-Pacific Northwest Research Station (USA) (1991).
- Frelich LE, Reich PB. Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews* (2003) 11:9-22.
- Getis A, Ord J. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* (1992) 24 (3):189 - 203.
- Getis A, Ord JK. Local spatial statistics: An overview. In: *Spatial analysis: Modeling in a GIS environment* --Longley P, Batty M, eds. (1996) Wiley New York. 261 - 277.
- Getzin S, Dean C, He F. Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas fir chronosequence on Vancouver Island. *Ecography* (2006) 29:671-682.
- Getzin S, Wiegand T, Wiegand K, He F. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology* (2008) 96:807-820.
- Hao Z, Zhang J, Song B, Ye J, Li B. Vertical structure and spatial associations of dominant tree species in an old-growth temperate forest. *Forest Ecology and Management* (2007) 252:1-11.
- He F, Duncan RP. Density dependent effects on tree survival in an old growth Douglas fir forest. *Journal of Ecology* (2000) 88:676-688.
- Keckler D. *Surfer for Windows-User's Guide*.-Golden Software. Inc., Golden, CO (1995).
- Kuuluvainen T, Penttinen A, Leinonen K, Nygren M. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica* (1996) 30:315-328.
- Law R, Illian J, Burslem DFRP, Gratzner G, Gunatilleke CVS, Gunatilleke IAUN. Ecological information from spatial patterns of plants: insights from point process theory. *Journal of Ecology* (2009) 97:616-628.
- Lingua E, Cherubini P, Motta R, Nola P. Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science* (2008) 19.
- Meador AJS, Moore MM, Bakker JD, Parysow PF. 108 years of change in spatial pattern following selective harvest of a *Pinus ponderosa* stand in northern Arizona, USA. *Journal of Vegetation Science* (2009) 20:79-90.
- Motta R, Garbarino F. Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Annals of Forest Science* (2003) 60:361-370.
- Motta R, Maunaga Z, Berretti R, Castagneri D, Lingua E, Meloni F. La Riserva forestale di Lom (Repubblica di Bosnia Erzegovina): descrizione, caratteristiche, struttura di un popolamento vetusto e confronto con popolamenti stramaturi delle Alpi italiane. *Forest* (2008) 5:100-111.
- Nagel TA, Svoboda M, Diaci J. Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest Ecology and Management* (2006) 226:268-278.
- Ord JK, Getis A. Testing for local spatial autocorrelation in the presence of global autocorrelation. *Journal of Regional Science* (2001) 41:411-432.
- Paluch JG. The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.)-silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch-mosaic perspective. *Forest Ecology and Management* (2007) 253:161-170.
- Parviainen J. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Forest Snow Landscape Research* (2005) 79.

- Rozas V. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forest in Cantabria, northern Spain. *Plant Ecology* (2006) 185:57-72.
- Rozas V, Zas R, Solla A. Spatial structure of deciduous forest stands with contrasting human influence in northwest Spain. *European Journal of Forest Research* (2009) 128:273-285.
- Sawada M. Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America* (1999) 80:231-234.
- Schütz JP, De Turckheim B. La gestion forestiere ecosystemique multifonctionnelle et son importance pour la biodiversité. *Schweizerischer Forstverein* (2010) 8:311-315.
- Senn J, Suter W. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: Beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management* (2003) 181:151-164.
- Shackleton C. Nearest-neighbour analysis and the prevalence of woody plant competition in South African savannas. *Plant Ecology* (2002) 158:65-76.
- Standovár T, Kenderes K. A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. *Applied Ecology and Environmental Research* (2003) 1:19-46.
- Svoboda M, Pouska V. Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management* (2008) 255:2177-2188.
- Wang X, Wiegand T, Hao Z, Li B, Ye J, Lin F. Species associations in an old-growth temperate forest in north-eastern China. *Journal of Ecology* (2010) 98:674-686.
- Wiegand T. Introduction to Point Pattern Analysis with Ripley's L and the O-ring statistic using the Programita software A user manual with an collection of examples for point pattern analysis using the Programita software. (2004).
- Wiegand T, Moloney KA. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* (2004) 104:209.

CAPITOLO 4: Virgin and Managed Forests: Structure Comparison in Four Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Stands

Articolo sottomesso a *SILVA FENNICA*

Silvia Lamedica¹, Emanuele Lingua¹, Ionel Popa², Renzo Motta³, Marco Carrer¹

¹Department TeSAF, University of Padova, viale dell'Università, 16, I-35020 Legnaro (PD) – Italy

²Forest Research and Management Institute, Research Station for Norway Spruce Silviculture, Calea Bucovinei, 73bis RO-725100 Câmpulung Moldovenesc, Romania

³Department AGROSELVITER, University of Torino, via L. Da Vinci, 44, I-10095 Grugliasco (TO), Italy

Abstract

In Europe most of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) mountain forests were altered to different extent by anthropogenic activities, leading to a lack of reference condition concerning their original structure. Nonetheless, remnants of Norway spruce primeval forests still exist in the Carpathians. Our objective was to assess the differences in structure between managed and unmanaged stands, concerning diameter distributions, amount of standing deadwood, spatial distributions and spatial structure of trees. We conducted the study in four permanent plots: one (200x200m) established in a virgin forest in the Eastern Carpathians (Giumalau, Romania) and three (100x100m) located in a previously managed forest in the Alps (Paneveggio, Italy). In each plot, species, Dbh, and position (x,y) of the live and dead standing trees (Dbh>7.5cm) were collected. Spatial distribution and structure of live trees and snags was analysed through Ripley's K(d) functions and autocorrelation indices (Moran's I, Local Gi*). The Giumalau forest presents a higher rate of dead/live trees and evidence of density-dependent mortality processes is given by the clustered tree distribution - mainly influenced by the clumps (30m) of smaller (Dbh<20cm) trees, the segregation between smaller and larger (Dbh>50cm) individuals and the snags aggregated distribution. In the Alpine plots such dynamics are not as evident and the stands present lower volumes of snags and random spatial distribution of the trees that can be considered the legacies of the past management. However, some similarities were found in spatial structure: despite the different history of the four stands, autocorrelation indices highlighted the presence of groups (30-40m) of trees of different size in all the plots.

Keywords: *Picea abies*, Ripley's K(d), Moran's I, Local Gi*, random mortality hypothesis

Introduction

Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) forests cover a large area of Central Europe's mountainous region. These forests have a very long history of management, from timber production to the protection of human population infrastructures from avalanches and flooding (Brang 2001; Kräuchi et al. 2000; Spiecker 2003; Svoboda et al. 2010). For centuries if not millennia production has been the main function of Norway spruce forests and consequently in the temperate area, natural forests are currently quite rare; many of the existing remnants are located in the in the East European countries.

In the Italian Alps Norway spruce old-growth forests are totally absent because of the past management based on production and grazing (Motta et al. 1999). However, since the second half of the 19th century, in most of the Italian Alps the socio-economic structure has dramatically changed, resulting in extensive land use changes and in a significant reduction of human activities (Bätzing et al. 1996). As a consequence, many forests have been withdrawn from regular silvicultural management and have been developed without direct human influence (Motta et al. 2010; Vandekerkhove et al. 2009). So, if past human impact left no true old growth stands, now there are many stands that are naturally evolving for decades. Some of these forests are now part of reserves or natural parks, in order to preserve these natural development and processes. The structure of such stands is the result of both natural processes, i.e. competition and disturbances, and past human-induced changes. Such cultural legacy has important implications for the present-day structure and processes (Foster et al. 2003; Franklin et al. 2007; Motta et al. 2010) , since the altered the dynamics in natural stands may persist for the lifespan of the current tree population.

This paper examines the structure of four Norway spruce stands with different history: a virgin forest in the Carpathians and three stands in the Italian Alps characterised by different past management regimes. The purpose of the study was to assess the differences in structure between managed and unmanaged stands, concerning diameter distributions, amount of standing deadwood, spatial distributions and spatial structure of trees.

Material and Methods

Study sites

The Carpathian plot (GIU) is located in the Codrul Secular Giumalau Forest Reserve (latitude 47°26'N, longitude 25°29'W), a 309.5 ha Norway spruce forest, which was constituted in 1941 in the region of Suceava (Romania). It is situated in the Giumalau Mountains (Eastern Carpathians), in the basin of the Valea Putnei creek, affluent of Moldova river. The reserve is surrounded by a larger production forest. Altitudes range from 1200 to 1650 m a.s.l., the slope between 20 and 40° and the aspect is mainly N and W. The climate is cold temperate with mean annual temperature between 5.8 and 3.9° C and mean annual rainfall between 700 and 810 mm. The forest includes also rare *Sorbus aucuparia*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus incana* and *Betula pendula*. The substrate is composed by crystalline shale and limestones.

The Alpine plots are located in the Valbona Forest Reserve (latitude 46°18'N, longitude 11°45'W), a 123 ha subalpine Norway spruce forest included in the Paneveggio-Pale di San Martino Natural Park (Trentino, Italy). The stands elevations range between 1695 and 1865 m a.s.l.. The slope in the different areas ranges between 17 and 25° and the aspect is NW-N. Rainfall is between 1157 and 1104 mm/year. Annual mean temperature is between 2.7 °C and 3.7 °C. The bedrock is porphyry and sandstone, and soils are podzols and rankers. The forest is a *Picea abies* (L.) Karst. stand with rare *Larix decidua* and *Pinus cembra* in the upper area. The bedrock is porphyry and sandstone, and soils are podzols and rankers. The three plots represent three different management situations in the Alpine forests: a) a stand managed for wood production until 1983 (VB1), b) a stand managed in the past, withdrawn from regular management about 60 years ago (VB2), c) a stand in an area used in the past for forest grazing (VB3) (Motta et al. 1999).

Field measurements

Carpathian plot. In summer 2008 a 4-ha (200 x 200 m) permanent plot was established. All living and standing dead trees (diameter at breast height, DBH > 7.5 cm) were labelled with an identification number and mapped. For each tree DBH and height were measured.

Alpine plots. Three 1-ha (100 x 100 m) plots were established in 1993 and all living and standing dead trees with DBH > 7.5 cm were identified, labelled with numbered tags and mapped. The inventory was repeated in 2005. For each live and dead tree DBH and height were measured.

Volumes estimate

The volume of live trees was calculated with local yield tables, while the volume of snag was calculated assimilating stems to the shape of a cone and the broken stems to the shape of a cylinder.

Spatial analysis

Ripley's K function

We applied point pattern analysis techniques to describe the spatial patterns of trees within the plots. In order to test the spatial distribution, we used the Ripley's $L(d)$ function, (Ripley 1977; Wiegand 2004). We applied the univariate analysis to test the distribution in the whole stand and in the different DBH classes. In order to investigate if the trees were aggregated, regular or random distributed, we used the *complete spatial randomness* (CSR) null model, that can be implemented as an homogeneous Poisson process. Bivariate analysis was conducted to test how different DBH classes were distributed respect to each other. The *antecedent conditions* null hypothesis was used in the bivariate analysis: we randomised only the smaller (DBH < 20cm), keeping fix the bigger (DBH > 50cm) trees position. Moreover, we applied bivariate function also to test the *random mortality* hypothesis and spatial distribution of snags respect to live trees, using the *random labelling* null model. We performed the analysis up to 50 m distance and we run 999 simulations ($p < 0.05$). The analysis were executed using the software Programita[®] (Wiegand 2004).

Moran's I

In order to test if aggregated patterns were linked to the presence of clusters of trees with different dimension, we performed spatial autocorrelation analysis to detect the possible presence of these clumps. To have a global description of the plots, we used *Moran's I* index, a global index which computes the degree of correlation between the values of a variable (in our case, DBH) as a function of spatial lags (Fortin et al. 2002). The analysis were computed with a lag distance of 10m, up to the maximum size of the plot. We considered values of $|z(d)| > 2.58$ ($p < 0.01$). The calculations of the *Moran's I* were computed with the Excel add-in Rookcase (Sawada 1999).

Local G_i^*

In order to have a spatial localization of the tree clusters highlighted by the global autocorrelation index, we applied local spatial autocorrelation statistics, which allow to determine the contribution of every single event in the global trend of the distribution (Anselin 1995; Fortin et al. 2002). In particular, we used the *local G_i^** statistic (Getis and Ord 1992; Getis and Ord 1996), that characterizes the spatial autocorrelation of attribute values located within a lag distance d of each locality (tree) of the distribution. In order to be consistent with the spatial distribution analysis, we used as lag distance the average distance emerged from Ripley's K function analysis, which described the size of the clusters in the plots, where present. The calculations have been computed using the Excel add-in Rookcase (Sawada 1999). We considered values of $|z(d)| > 2.58$ ($p > 0.01$). The maps have been created using the natural neighbour interpolation technique with the program Surfer[®] 8 (Keckler 1995).

Results

Stand characteristics

Stand characteristics are summarized in Table 1. GIU stand presents the lowest values of tree density, basal area, mean DBH and mean height. On the other hand, it has the maximum DBH and height.

Table 1: characteristics of the four stands.

	GIU		VB1		VB2		VB3	
	Live trees	Snag	Live trees	Snag	Live trees	Snag	Live trees	Snag
N (trees ha ⁻¹)	347.5	106.3	476	10	510	101	533	31
Basal Area (m ² ha ⁻¹)	42.1	6.4	64.6	0.45	73.7	5.9	43.3	0.9
SMD* (cm)	39.2	28.1	41.6	24.0	42.9	27.2	32.2	19.7
DBH max (cm)	95.0	73.5	73.50	44.0	73.0	60.0	92.0	49.0
Mean Height (m)	26.6	12.4	29.4	16.8	28	13.1	11.9	4.1
Height max (m)	48.5	39.5	43.1	31.6	39.6	26.3	30.6	22.0
VOL (m ³ ha ⁻¹)	492.2	41.7	946	3.4	977	32.0	368.6	3.3

*SMD = square mean diameter

The diameter distribution is quite homogeneous in the different DBH classes (Fig. 1). The Alpine stands show different trends: VB1 and VB2 present an even-sized structure, with a unimodal diameter distribution (Motta et al. 2010) (Fig. 1).

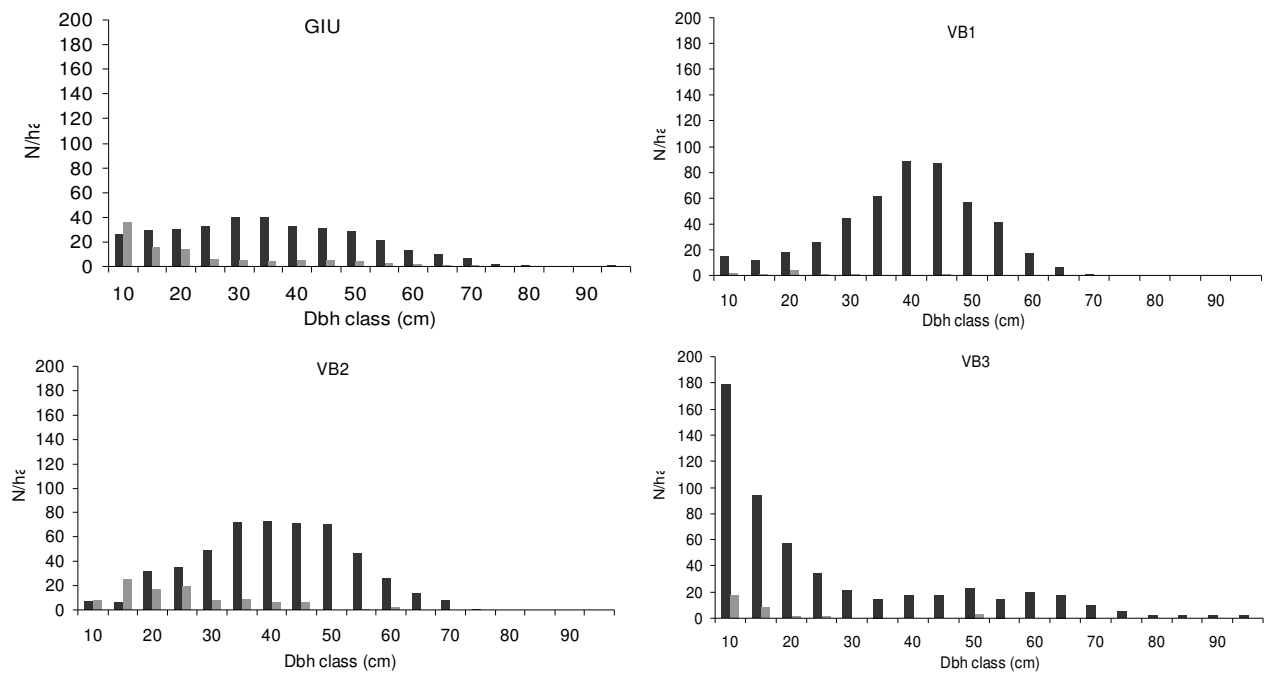


Fig. 1: diameter distribution in the four spruce stands: live trees in black, snag in grey.

On the contrary, VB3 has an uneven-sized DBH distribution, due to the high number of smaller (< 20 cm) diameter classes. The virgin forest has the maximum rate of dead trees per ha and the maximum snag/total basal area. Among the three Alpine stands, only VB2 has a quite high number of snags and a comparable volume, although the dead/live trees ratio is still lower than in GIU.

Spatial distribution

GIU stand shows significant clustering of trees at all distances (fig. 2A). This spatial pattern is strongly influenced by the smaller DBH (< 20cm) (fig. 2B), which are grouped in very large clusters. On the contrary, bigger trees (DBH > 50cm) present regular distribution from 5 to 7m, and random spatial pattern up to 50m. Snag distribution was found to be aggregated up to about 45m, with a maximum at about 30m. Bivariate *Ripley's L(d)* function shows segregation between smaller and bigger diameter classes (fig. 2D), while significant aggregation was found up to 3 m between live and standing dead trees.

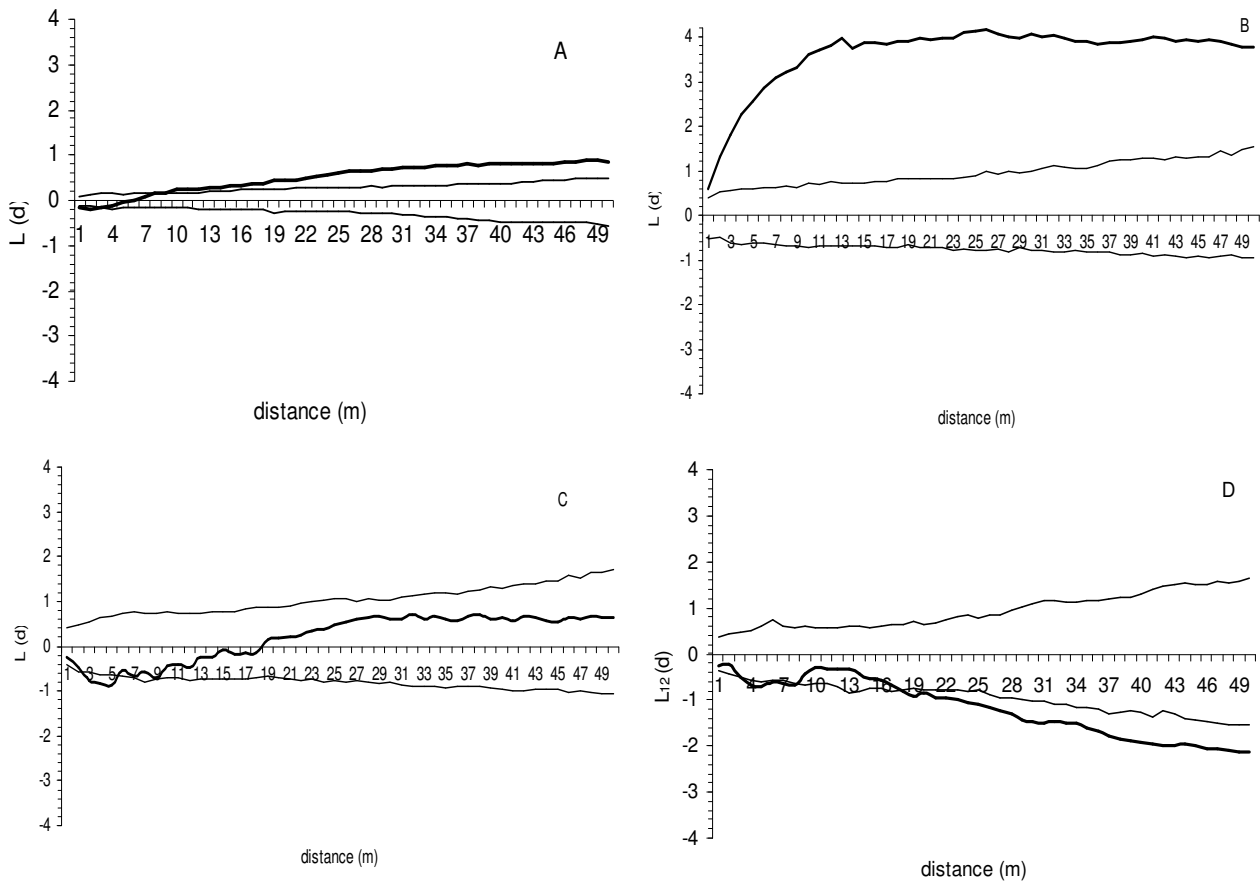


Fig. 2: spatial distribution of different diameter classes ($p < 0.05$) in GIU: Univariate Ripley's $L(d)$ function: A) all the trees in the plot, B) DBH <20cm, C) trees with DBH > 50cm. Bivariate Ripley's $L(d)$ function: D) DBH <20cm vs. DBH>50cm.

Concerning Alpine stands, VB1 and VB2 present a random tree distribution (fig. 3A and 3B) of all the trees, and also the bivariate *Ripley's $L(d)$* function doesn't highlight any particular pattern between different size classes (fig. 3D and 3E). We analysed also the distribution of the other diameter classes through univariate analysis, as for GIU stand: no significant values was found. In VB3 all the trees present an aggregated pattern at all the distances with a maximum at 25m (fig. 3C). This pattern is mostly affected by smaller DBH classes spatial distribution. Bivariate *Ripley's $L(d)$* function shows segregation up to 20m between smaller and bigger diameter classes (fig. 3F).

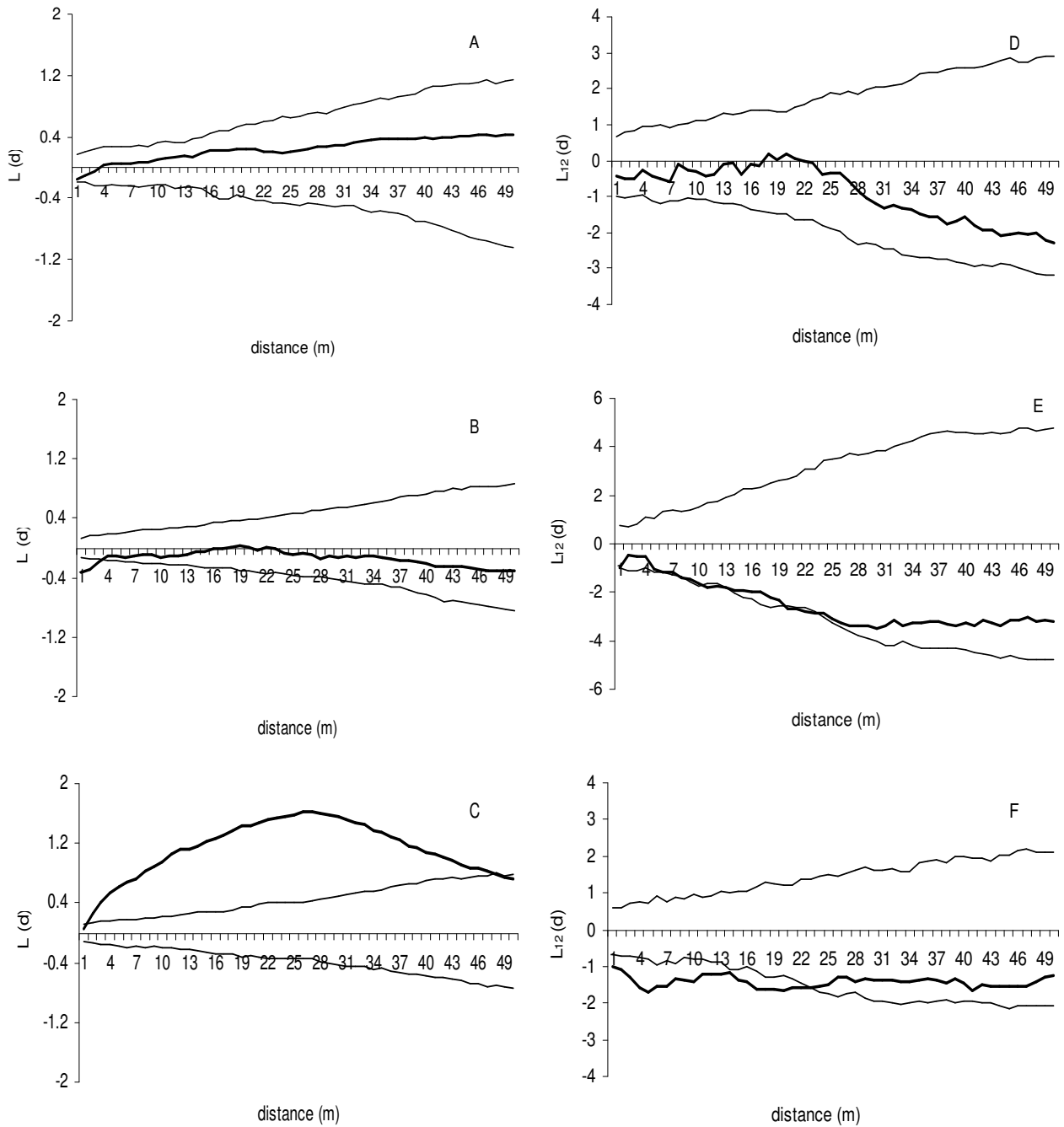


Fig. 3: spatial distribution of different diameter classes ($p < 0.05$). Univariate Ripley's $L(d)$ function, all the trees in the plot: A) VB1, B) VB2, C) VB3; bivariate Ripley's $L(d)$ function DBH < 20cm vs. DBH > 50cm: D) VB1, E) VB2, F) VB3.

In this plot, smaller DBH classes are significantly clumped with higher values respect to the whole stand. Univariate analysis on snag distribution showed a random pattern in all the three plots, as well as the bivariate analysis, which evidenced no difference from the random mortality hypothesis.

Spatial structure

In GIU stand, *Moran's I* indices highlights the presence of a dimensional gradient, with two clusters of trees with similar DBH, of about 60m (fig 4A).

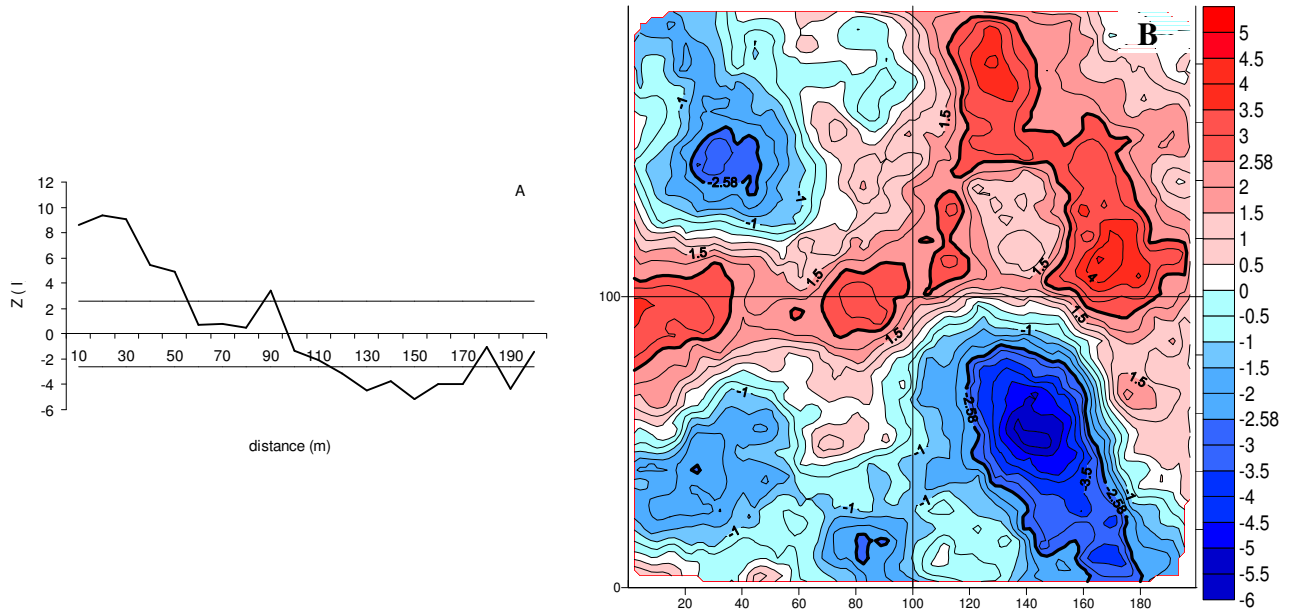


Fig. 4: spatial autocorrelation in the GIU plot. A) *Moran's I* values, B) *Local Gi**: interpolation of all events with the same $z-Gi^*$ value on the horizontal plane. $p < 0.01$ ($|z-Gi^*| > 2.58$). Red zones represent hot spots (trees with DBH smaller than the average in the nearest 20m), blue zones represent the cold spots (trees with DBH smaller than the average in the nearest 20m).

*Local Gi** statistic allows to identify and place these clumps of trees with similar DBH, Fig. 4B shows where the clusters of trees are in the plot: we can distinguish 3 areas where trees have DBH smaller than the average, with the largest group in the right lower part of the plot. Then, there is a large group of bigger trees that resides in almost all the upper right quadrant of the plot. Spatial structure of snags analysed through *Moran's I* highlighted the same dimensional gradient. Concerning the Alpine plots (fig. 5), VB1 does not show up any particular pattern although *Local Gi** output points up two different zones with trees of different mean DBH that does not reach the significance threshold (fig. 5A, D).

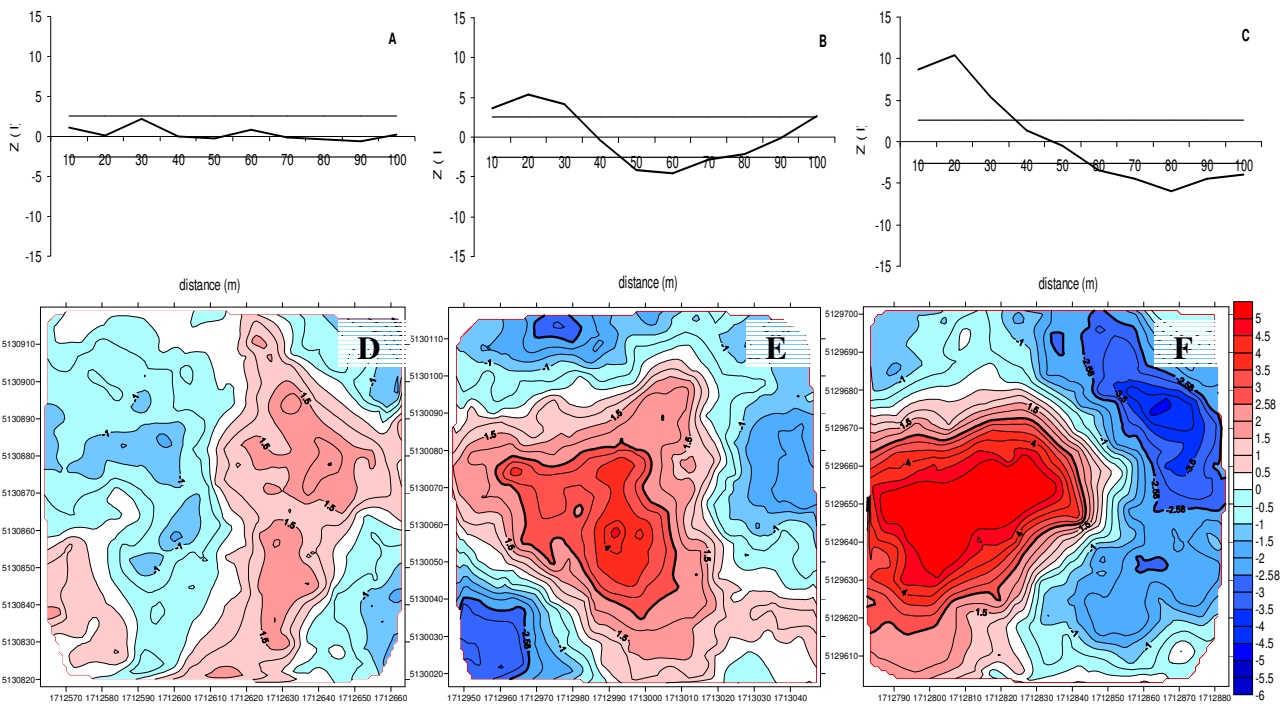


Fig. 5: spatial autocorrelation in the Paneveggio stands: *Moran's I* values: A) VB1, B) VB2, C) VB3. *Local Gi**: interpolation of all events with the same $z-Gi^*$ value on the horizontal plane: D) VB1, E) B2, F) B3. $p < 0.01$ ($|z-Gi^*| > 2.58$). Red zones represent hot spots (trees with DBH smaller than the average in the nearest 20m), blue zones represent the cold spots (trees with DBH smaller than the average in the nearest 20m)

VB2 presents a slight significant DBH gradient with groups of about 30m (fig. 5B, E), VB3 shows the same trend, with a DBH gradient that separates groups of trees of about 30m (fig. 5C, F), here both *Moran's I* and *Local Gi** have higher and significant values than in VB1 and VB2, and we can see from fig. 5F that in VB3 the clusters are larger than in the other two plots. So, regardless of the significance level, the plots show the same kind of spatial structure, with groups of individuals with similar DBH. This structure is much more evident in the less disturbed plots, GIU and VB3.

Discussion

Stands characteristics and diameter distributions

Structurally, old-growth and primary stands are characterized by a wide within-stand range of tree sizes and include trees that are large for the particular species and site combination (Franklin and Spies 1991; Frelich and Reich 2003), so it is not surprising to see that the natural forest presents the biggest individuals (maximum DBH and height). On the other hand, VB1 and VB2 present a unimodal DBH distribution, with all the trees comprised in a

smaller DBH and height range and with no individuals reaching considerable size. VB3 shows a different DBH distribution, like an uneven-aged stand. All the three alpine stands show signs of the past human activities: the formers due to past management aimed mainly to wood production, the latter due to the fact that it is a secondary population established in an open Norway spruce stand previously used as a wood pasture and then abandoned (Motta et al. 1999). Further, VB3 is located at higher elevation respect to VB1 and VB2, and the environmental conditions may play a role in affecting its structure as well. Usually the old-growth and virgin forests present the typical reverse J-shape DBH distribution (Kuuluvainen et al. 1998; Motta et al. 2010; Svensson and Jeglum 2001). We saw that GIU is lacking the large amount of small classes typical of that structure and the DBH classes are quite evenly distributed. Similar distribution was found also in a Norway spruce old-growth forest in the Bohemian Forest (Svoboda and Pouska 2008) and in a primeval Norway spruce forest in the southern Finland (Kuuluvainen et al. 1996), and it is likely relate to some medium-size disturbances, typical in these stands, that from one side have altered the uneven-sized structure of the forest and, on the other side, call for a wider scale of analysis in order to fully catch the whole stand structure.

Amount of standing dead trees and snag biomass

Natural mature and old-growth forests are characterized by the presence of large volumes of coarse woody debris in different stages of decay (Harmon et al. 2004; Spies et al. 1988). If we compare the snag volume in GIU to other Norway spruce old-growth and pristine forests, we observe that in GIU the value is lower than the average values observed in the temperate area (Aakala et al. 2008; Holeksa 2001; Holeksa et al. 2007; Kuuluvainen et al. 1998; Svensson and Jeglum 2001; Svoboda and Pouska 2008; Zielonka 2006). Although, in this natural stand the number and the volume of snags are both higher than in the previously managed forests, where natural mortality is a only a recent phenomenon. Concerning the DBH distribution of standing dead trees, in GIU forest it is comparable to a reverse J shape. Mortality is affecting mainly trees of small and intermediate diameter (dominated or suppressed individuals) suggesting that current mortality processes are mainly due to competitive thinning, since competition for light is apparently a central factor limiting photosynthesis in *Picea* stands (Kuuluvainen et al. 1998; Schulze et al. 1977). However mortality is also involving larger and dominant trees, revealing the old growth status of the forest (Franklin et al. 1987). In the Alpine plots these dynamics are not yet visible because the time since the last thinning is too short and the mortality dynamics are

still conditioned by the past anthropogenic forest structure that altered competition dynamics.

Spatial patterns of live and dead standing trees

As a result of the past forest management, VB1 and VB2 are homogeneous not only in the stand size structure, but also in their spatial organization. Conversely, GIU presents a spatial pattern that reminds of natural dynamics affecting forest structure: in this context, wind could have an important role (Popa 2006): initial gaps would be formed by wind and then filled in by large clusters of regeneration; then the self-thinning processes with density-dependent mortality would thin out the clusters. The reduction of aggregation with trees growing has been observed in different forests (Getzin et al. 2008; Szewczyk and Szwagrzyk 2010; Zhang et al. 2009). Moreover, the snag distribution in Giumalau presents an aggregated trend, confirming the density-mortality hypothesis (Kenkel 1988). In VB3 we observed a similar trend as in GIU: clumped distribution mainly affected by smaller DBH classes and segregation between small and big size classes. This situation seems to take this stand closer to the picture of a natural forest, probably relate to the past management as wood pasture. The current tree population established naturally within the former open woodland and did not suffer anthropogenic disturbances. This dynamics are currently typical and widespread in the Alps (Garbarino et al, 2010).

Looking at the spatial structure emerges that all the plots present large groups with different tree size. Although this pattern is much more evident in the natural forest respect to the alpine ones, we observe that the spatial structure is very similar. This is not enough to say that the previously managed stands, left to their natural development, are now recovering their original structure, rather, it could represent an indication that pure Norway spruce stands tend to converge towards the same spatial structure, regardless of their stand history, DBH structure and environmental conditions.

References

- Aakala T., Kuuluvainen T., Gauthier S. & De Grandpre L. 2008. Standing dead trees and their decay-class dynamics in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* 255: 410-420.
- Anselin L. 1995. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis* 27: 93-115.
- Bätzing W., Perlik M. & Dekleva M. 1996. Urbanization and depopulation in the Alps. *Mountain Research and Development*: 335-350.

- Brang P. 2001. Resistance and elasticity: promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management* 145: 107-119.
- Fortin M.J., Dale M.R.T. & ver Hoef J. 2002. Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of environmetrics* 4: 2051–2058.
- Foster D., Swanson F., Aber J., Burke I., Brokaw N., Tilman D. & Knapp A. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* 53: 77-88.
- Franklin J.F., Shugart H.H. & Harmon M.E. 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience* 37: 550-556.
- Franklin J.F. & Spies T.A. 1991. Ecological definitions of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service general technical report PNW-GTR-Pacific Northwest Research Station (USA).
- Franklin J.F., Mitchell R.J., Palik B. & United States. Forest Service. Northern Research S. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- Frelich L.E. & Reich P.B. 2003. Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews* 11: 9-22.
- Garbarino M., Lingua E., Martinez Subirà M. & Motta R. 2010. The larch wood pasture: structure and dynamics of a cultural landscape. *European Journal of Forest Research*: 1-12. DOI: 10.1007/s10342-010-0437-5
- Getis A. & Ord J. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geogr Anal* 24 (3): 189 - 203.
- Getis A. & Ord J.K. 1996. Local spatial statistics: An overview. In: Longley P & M. Batty. (ed.). *Spatial analysis: Modeling in a GIS environment* Wiley New York. p. 261 - 277
- Getzin S., Wiegand T., Wiegand K. & He F. 2008. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology* 96: 807-820.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G. & Sedell J.R. 2004. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* 34: 59-234.
- Holeksa J. 2001. Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120: 256-270.
- Holeksa J., Saniga M., Szwagrzyk J., Dziedzic T., Ferenc S. & Wodka M. 2007. Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research* 126: 303-313.
- Keckler D. 1995. *Surfer for Windows-User's Guide*.-Golden Software. Inc., Golden, CO.
- Kenkel N.C. 1988. Pattern of self-thinning in jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology*: 1017-1024.
- Kräuchi N., Brang P. & Schönenberger W. 2000. Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 73-82.
- Kuuluvainen T., Penttinen A., Leinonen K. & Nygren M. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland.
- Kuuluvainen T., Syrjänen K. & Kalliola R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9: 563-574.
- Motta R., Nola P. & Piussi P. 1999. Structure and stand development in three subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). *Global Ecology and Biogeography*: 455-471.
- Motta R., Berretti R., Castagneri D., Lingua E. & Nola P. 2010. Stand and coarse woody debris dynamics in subalpine Norway spruce forests withdrawn from regular management *Ann. For. Sci* 67: 803.
- Oliver C.D. and B.C. Larson, 1996. *Forest Stand Dynamics*, John Wiley & Sons, New York, 520 p.
- Popa I. 2006. Cuantificarea modului de organizare spațială a ecosistemului forestiere din Codrul Secular Giurnalău prin intermediul funcției Ripley K. *Revista pădurilor* 3: 1-12.
- Ripley B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*: 172-212.
- Sawada M. 1999. Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 80: 231-234.

- Schulze E.D., Fuchs M.I. & Fuchs M. 1977. Spatial distribution of photosynthetic capacity and performance in a mountain spruce forest of Northern Germany. *Oecologia* 29: 43-61.
- Spiecker H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe--temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67: 55-65.
- Spies T.A., Franklin J.F. & Thomas T.B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69: 1689-1702.
- Svensson J.S. & Jeglum J.K. 2001. Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management* 151: 67-79.
- Svoboda M. & Pouska V. 2008. Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management* 255: 2177-2188.
- Svoboda M., Fraver S., Janda P., Bače R. & Zenáhliíková J. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260: 707-714.
- Szewczyk J. & Szwagrzyk J. 2010. Spatial and temporal variability of natural regeneration in a temperate old-growth forest. *Annals of Forest Science* 67.
- Vandekerkhove, K., L. De Keersmaeker, N. Menke, P. Meyer, and P. Verschelde. 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258(4):425-435.
- Wiegand T. 2004. Introduction to Point Pattern Analysis with Ripley's L and the O-ring statistic using the Programita software A user manual with an collection of examples for point pattern analysis using the Programita software.
- Zhang Q., Zhang Y., Peng S., Yirdaw E. & Wu N. 2009. Spatial Structure of Alpine Trees in Mountain Baima Xueshan on the Southeast Tibetan Plateau. *Silva Fennica* 43: 197-208.
- Zielonka T. 2006. Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2614-2622.

Conclusioni generali

Scopo di questo dottorato è stato quello di contribuire, attraverso lo studio di alcune aree di monitoraggio permanente, alla definizione delle strutture spaziali che caratterizzano i popolamenti forestali, con speciale attenzione ad un confronto tra situazioni di naturalità e situazioni a vario titolo alterate dall'uomo. Tale analisi si è svolta all'interno di due tipologie forestali frequenti in ambiente alpino: la pecceta pura e l'abetina mista composta di abete bianco, abete rosso e faggio. Quindi, si è cercato di valutare l'impatto della gestione passata e il suo ruolo nel determinare le caratteristiche strutturali dei popolamenti. Particolare rilevanza è stata data allo studio delle distribuzioni e delle strutture spaziali, considerati espressione delle funzionalità dei sistemi forestali, ossia il risultato dell'interazione tra fattori endogeni (Begon et al. 1996), come la competizione e fattori esogeni, ossia le caratteristiche dell'ambiente in cui si trovano i popolamenti (Peterson and Pickett 1990; Sabatier et al. 1997).

Nelle analisi di tipo spaziale, la scala di riferimento è un fattore importante in quanto può determinare l'attendibilità delle osservazioni e delle ipotesi formulate (Addicott et al. 1987), poiché tutti i processi ecologici sono scala dipendenti e le informazioni ricavate dipendono spesso dalla dimensione spaziale analizzata (Gustafson 1998; Levin 1992; Turner et al. 1989). A questo proposito, disponendo di aree di monitoraggio sufficientemente ampie, si è cercato di modulare le analisi a diverse scale per comprendere quale fosse quella più appropriata nel descrivere le strutture che caratterizzavano i popolamenti studiati (Capitolo 1). Dai risultati sembra che superfici di 4 ha riescano a cogliere con sufficiente chiarezza le strutture generali mentre, diminuendo la scala di osservazione, aumenti il rischio di trovare situazioni non altrettanto rappresentative con il conseguente indebolimento delle potenzialità interpretative ed il rischio finale di formulare ipotesi su basi incerte.

In questo tipo di studi è inoltre indispensabile tenere in considerazione la dimensione temporale: il contesto delle aree di monitoraggio permanente è quindi fondamentale, in quanto il lungo periodo di osservazione è condizione necessaria per studiare le dinamiche dei popolamenti forestali, che risulterebbe impossibile descrivere in modo appropriato con una sola osservazione (Magnuson 1990). La dimensione temporale può essere percorsa anche a ritroso, attraverso l'analisi degli accrescimenti annuali delle piante che costituiscono un popolamento (Carrer and Urbinati 2001): il completamento del prelievo e delle analisi delle carotine legnose nell'area del Cansiglio (Capitolo 2), porterà sicuramente

ulteriori preziose informazioni per comprenderne la storia e interpretarne le dinamiche evolutive.

Per quanto riguarda le analisi spaziali utilizzate in questo lavoro, è necessario osservare che l'analisi delle distribuzioni (Ripley 1977; Wiegand and Moloney 2004) e quella dell'autocorrelazione spaziale (Cliff and Ord 1973; Lichstein et al. 2002) sono strumenti interpretativi utili in particolar modo se utilizzati congiuntamente: l'organizzazione spaziale di un popolamento non può, infatti, ricondursi soltanto alle modalità di distribuzione degli individui nello spazio, ma deve anche tenere in considerazione come lo sono le diverse caratteristiche ad essi associate. È stato osservato infatti come anche popolamenti che ad un'analisi delle distribuzioni appaiono molto simili, possano presentare differenze che emergono solo se si considerano anche le caratteristiche strutturali (Capitolo 4). In particolar modo, l'analisi dell'autocorrelazione spaziale a livello locale (Getis and Ord 1996; Sokal et al. 1998) è risultata utile per visualizzare i pattern spaziali, localizzare gli eventuali gruppi all'interno del popolamento e studiare gli effetti a scala ravvicinata su piante di specie e dimensioni diverse (Capitolo 3).

Come considerazione generale sui risultati ottenuti dai confronti delle diverse aree oggetto di questa tesi, si può affermare che popolamenti vergini presentano un'organizzazione spaziale più complessa rispetto quelli precedentemente gestiti. Le foreste gestite presentano quindi un'organizzazione semplificata, che può riguardare le distribuzioni diametriche o le distribuzioni spaziali degli individui (Capitolo 4), o la struttura spaziale delle diverse specie (Capitolo 3). Oltre all'impatto antropico, nel caso dell'abetina del Cansiglio, è stato evidenziato un altro fattore determinante nel plasmare la struttura del popolamento, ovvero la massiccia presenza di ungulati, che costituisce un forte limite alla rinnovazione. In senso lato si potrebbe dire che anche questo fattore sia indirettamente riconducibile dall'uomo, che ha influenzato la numerosità delle popolazioni di ungulati sull'altopiano attraverso una specifica gestione del territorio. Ciò che comunque è interessante osservare, è che ancora oggi, nonostante in qualche caso siano passate alcune decine d'anni dall'ultimo intervento, queste foreste presentino una fisionomia alterata da secoli di gestione, che probabilmente necessiterà ancora di tempi lunghi per recuperare caratteristiche più vicine alla naturalità.

Si ribadisce quindi l'importanza del monitoraggio nel tempo dei popolamenti, poiché la ripetizione delle osservazioni è condizione essenziale per una migliore comprensione dei sistemi studiati. Inoltre, è fondamentale che ogni singola area di monitoraggio sia considerata non come a se stante, ma come parte di una rete più grande di progetti simili

condotti in un ampio spettro di aree dalle diverse caratteristiche ecologiche e geografiche, in modo da consentire in futuro di ottenere conoscenze su strutture e dinamiche che possano essere generalizzate sia per specifici ecosistemi, sia per sistemi naturali di maggiori dimensioni e complessità.

Bibliografia

- Addicott, J.F., J.M. Aho, M.F. Antolin, D.K. Padilla, J.S. Richardson, and D.A. Soluk. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49(3):340-346.
- Begon, M., J.L. Harper, and C.R. Townsend. 1996. *Ecology: individuals, populations, and communities*. Wiley-Blackwell.
- Carrer, M., and C. Urbinati. 2001. Spatial analysis of structural and tree ring related parameters in a timberline forest in the Italian Alps. *Journal of Vegetation Science* 12(5):643-652.
- Cliff, A., and J. Ord. 1973. *Spatial Autocorrelation* London, Pion London UK.
- Getis, A., and J.K. Ord. 1996. Local spatial statistics: An overview. P. 261 - 277 in *Spatial analysis: Modeling in a GIS environment* Longley P, and M. Batty (eds.), Wiley New York.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1(2):143-156.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* 73(6):1943-1967.
- Lichstein, J.W., T.R. Simons, S.A. Shiner, and K.E. Franzreb. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs* 72(3):445-463.
- Magnuson, J.J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience*:495-501.
- Peterson, C.J., and S.T.A. Pickett. 1990. Microsite and elevational influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science* 1(5):657-662.
- Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*:172-212.
- Sabatier, D., M. Grimaldi, M.F. Prévost, J. Guillaume, M. Godron, M. Dosso, and P. Curmi. 1997. The influence of soil cover organization on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology* 131(1):81-108.
- Sokal, R.R., N.L. Oden, and B.A. Thomson. 1998. Local spatial autocorrelation in biological variables. *Biological Journal of the Linnean Society* 65(1):41-62.
- Turner, M.G., V.H. Dale, and R.H. Gardner. 1989. Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology* 3(3):245-252.
- Wiegand, T., and K.A. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104(2):209.

References

- Anonymous. Nature Reserves of Cansiglio Management Plan. (1986) Staz. For. Vittorio Veneto.
- AA.VV. 1987. Boschi della Serenissima - utilizzo e tutela. Mostra documentaria, Archivio di Stato di Venezia. Venezia.
- AA.VV. 1988. Boschi della Serenissima - storia di un rapporto uomo-ambiente. Dal passato a noi. Strumenti didattici 2, Archivio di Stato di Venezia. Venezia.
- Aakala, T., T. Kuuluvainen, S. Gauthier, and L. De Grandpre. 2008. Standing dead trees and their decay-class dynamics in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* 255(3-4):410-420.
- Addicott, J.F., J.M. Aho, M.F. Antolin, D.K. Padilla, J.S. Richardson, and D.A. Soluk. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49(3):340-346.
- Allen, T.F.H., and T.B. Starr. 1982. Hierarchy: perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press Chicago.
- Anselin, L. 1995. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis* 27:93-115.
- Antos, J.A., and R. Parish. 2002. Structure and dynamics of a nearly steady-state subalpine forest in south-central British Columbia, Canada. *Oecologia* 130(1):126-135.
- Bätzing, W., M. Perlik, and M. Dekleva. 1996. Urbanization and depopulation in the Alps. *Mountain Research and Development*:335-350.
- Begon, M., J.L. Harper, and C.R. Townsend. 1996. Ecology: individuals, populations, and communities. Wiley-Blackwell.
- Bessegga, C.A. 2008. Evoluzione storica delle tecniche selvicolturali nella foresta del Cansiglio.
- Boyden, S., D. Binkley, and W. Shepperd. 2005. Spatial and temporal patterns in structure, regeneration, and mortality of an old-growth ponderosa pine forest in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 219(1):43-55.
- Brang, P. 2001. Resistance and elasticity: promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management* 145(1-2):107-119.
- Brang, P., W. Schönenberger, E. Ott, and B. Gardner. 2001. Forests as protection from natural hazards.
- Carrer, M., and C. Urbinati. 2001. Spatial analysis of structural and tree ring related parameters in a timberline forest in the Italian Alps. *Journal of Vegetation Science* 12(5):643-652.
- Caudullo, G., R. De Battisti, C. Colpi, C. Vazzola, and F. Da Ronch. 2003. Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio forest (Veneto Prealps, NE Italy). *Journal for Nature Conservation* 10(4):233-241.
- Cliff, A., and J. Ord. 1973. Spatial Autocorrelation London, Pion London UK.
- Cliff, A.D., and K. Ord. 1970. Spatial autocorrelation: a review of existing and new measures with applications. *Economic Geography* 46:269-292.
- Commarmot, B., H. Bachofen, Y. Bundziak, A. Bürgi, B. Ramp, Y. Shparyk, D. Sukhariuk, R. Viter, and A. Zingg. 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79(1/2):45-56.
- Condit, R. 1999. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 354(1391):1739-1748.
- Condit, R., P.S. Ashton, P. Baker, S. Bunyavejchewin, S. Gunatilleke, N. Gunatilleke, S.P. Hubbell, R.B. Foster, A. Itoh, and J.V. LaFrankie. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288(5470):1414.
- Del Favero, R. 2004. I boschi delle regioni alpine italiane: tipologia, funzionamento, selvicoltura. CLEUP (ed.).
- Firm, D., T.A. Nagel, and J. Diaci. 2009. Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management* 257(9):1893-1901.

- Flueck, W.T. 2000. Population regulation in large northern herbivores: evolution, thermodynamics, and large predators. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 46(3):139-166.
- Fortin, M.J., M.R.T. Dale, and J. ver Hoef. 2002. Spatial analysis in ecology. *Encyclopedia of environmetrics* 4:2051–2058.
- Foster, D., F. Swanson, J. Aber, I. Burke, N. Brokaw, D. Tilman, and A. Knapp. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* 53(1):77-88.
- Franklin, J.F., R.J. Mitchell, B. Palik, and S. United States. Forest Service. Northern Research. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- Franklin, J.F., H.H. Shugart, and M.E. Harmon. 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience* 37(8):550-556.
- Franklin, J.F., and T.A. Spies. 1991. Ecological definitions of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service general technical report PNW-GTR-Pacific Northwest Research Station (USA).
- Frelich, L.E., and P.B. Reich. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monographs* 65(3):325-346.
- Frelich, L.E., and P.B. Reich. 2003. Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews* 11(S1):9-22.
- Führer, E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132(1):29-38.
- Getis, A., and J. Franklin. Second-order neighborhood analysis of mapped point patterns. *Perspectives on Spatial Data Analysis*:93-100.
- Getis, A., and J. Ord. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geogr Anal* 24 (3):189 - 203.
- Getis, A., and J.K. Ord. 1996. Local spatial statistics: An overview. P. 261 - 277 in *Spatial analysis: Modeling in a GIS environment* Longley P, and M. Batty (eds.), Wiley New York.
- Getzin, S., C. Dean, and F. He. 2006. Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas fir chronosequence on Vancouver Island. *Ecography* 29(5):671-682.
- Getzin, S., T. Wiegand, K. Wiegand, and F. He. 2008. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology* 96:807-820.
- Giacobbe, A. 1926. Sull'alternanza e sulla distribuzione delle formazioni arboree in Carnia.«. *Arch. Bot* 2:1-15.
- Goreaud, F., B. Courbaud, and F. Collinet. 1997. Spatial structure analysis applied to modelling of forest dynamics: a few examples. P. 20-26.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1(2):143-156.
- Hardesty, B.D., C.W. Dick, A. Kremer, S. Hubbell, and E. Bermingham. 2005. Spatial genetic structure of *Simarouba amara* Aubl.(Simaroubaceae), a dioecious, animal-dispersed Neotropical tree, on Barro Colorado Island, Panama. *Heredity* 95(4):290-297.
- Harmon, M.E., J.F. Franklin, F.J. Swanson, P. Sollins, S.V. Gregory, J.D. Lattin, N.H. Anderson, S.P. Cline, N.G. Aumen, and J.R. Sedell. 2004. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* 34:59-234.
- He, F., and R.P. Duncan. 2000. Density dependent effects on tree survival in an old growth Douglas fir forest. *Journal of Ecology* 88(4):676-688.
- He, F., P. Legendre, C. Bellehumeur, and J.V. LaFrankie. 1994. Diversity pattern and spatial scale: a study of a tropical rain forest of Malaysia. *Environmental and Ecological Statistics* 1(4):265-286.
- Heiri, C., A. Wolf, L. Rohrer, and H. Bugmann. 2009. Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management.
- Holeksa, J. 2001. Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120(1):256-270.

- Holeksa, J., M. Saniga, J. Szwagrzyk, T. Dziedzic, S. Ferenc, and M. Wodka. 2007. Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research* 126(2):303-313.
- Huston, M.A., and D.L. DeAngelis. 1994. Competition and coexistence: the effects of resource transport and supply rates. *American Naturalist* 144(6):954-977.
- Jones, E.W. 1945. The structure and reproduction of the virgin forest of the north temperate zone. *New phytologist* 44(2):130-148.
- Keckler, D. 1995. *Surfer for Windows-User's Guide*.-Golden Software. Inc., Golden, CO.
- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology*:1017-1024.
- Kolasa, J., and C.D. Rollo. 1991. Introduction: the heterogeneity of heterogeneity: a glossary. *Ecological Studies* 86:1-23.
- Kräuchi, N., P. Brang, and W. Schönenberger. 2000. Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132(1):73-82.
- Kuuluvainen, T., A. Penttinen, K. Leinonen, and M. Nygren. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland.
- Kuuluvainen, T., K. Syrjänen, and R. Kalliola. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9(4):563-574.
- Lasen, C. 2000. Indagini floristico-vegetazionali per la redazione dei piani di gestione delle riserve naturali "Pian di Landro - Baldassare" e "Piaie Longhe - Millifret". Inedito.
- Latham, P.A., H.R. Zuuring, and D.W. Coble. 1998. A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management* 104(1-3):157-170.
- Law, R., J. Illian, D.F.R.P. Burslem, G. Gratzner, C.V.S. Gunatilleke, and I.A.U.N. Gunatilleke. 2009. Ecological information from spatial patterns of plants: insights from point process theory. *Journal of Ecology* 97:616-628.
- Legendre, P., and M.J. Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Plant Ecology* 80(2):107-138.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* 73(6):1943-1967.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13(1):451-461.
- Lingua, E., P. Cherubini, R. Motta, and P. Nola. 2008. Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science* 19(3).
- Magnuson, J.J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience*:495-501.
- Manokaran, N., and J.V. LaFrankie. 1990. Stand structure of Pasoh Forest Reserve, a lowland rain forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science* 3(1):14-24.
- Meador, A.J.S., M.M. Moore, J.D. Bakker, and P.F. Parysow. 2009. 108 years of change in spatial pattern following selective harvest of a *Pinus ponderosa* stand in northern Arizona, USA. *Journal of Vegetation Science* 20(1):79-90.
- Meyer, H.A., and D.D. Stevenson. 1943. The structure and growth of virgin beech-birch-maple-hemlock forests in northern Pennsylvania. *J. Agric. Res* 67:465-484.
- Moreno-Casasola, P., and G. Vázquez. 1999. The relationship between vegetation dynamics and water table in tropical dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 10(4):515-524.
- Motta, R. 2006. Human land-use, forest dynamics and tree growth at the treeline in the Western Italian Alps. *Ann. For. Sci* 63:739-747.
- Motta, R., R. Berretti, D. Castagneri, E. Lingua, and P. Nola. 2010. Stand and coarse woody debris dynamics in subalpine Norway spruce forests withdrawn from regular management *Ann. For. Sci* 67(8):803.

- Motta, R., and F. Garbarino. 2003. Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Ann. For. Sci* 60:361-370.
- Motta, R., and J.C. Haudemand. 2000. Protective Forests and Silvicultural Stability: An Example of Planning in the Aosta Valley. *Mountain Research and Development*:180-187.
- Motta, R., Z. Maunaga, R. Berretti, D. Castagneri, E. Lingua, and F. Meloni. 2008. La Riserva forestale di Lom (Repubblica di Bosnia Erzegovina): descrizione, caratteristiche, struttura di un popolamento vetusto e confronto con popolamenti stramaturi delle Alpi italiane. *Forest* 5:100-111.
- Motta, R., P. Nola, and P. Piussi. 1999. Structure and stand development in three subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). *Global Ecology and Biogeography*:455-471.
- Mugglestone, M.A., and E. Renshaw. 1996. A practical guide to the spectral analysis of spatial point processes. *Computational Statistics & Data Analysis* 21(1):43-65.
- Nagel, T.A., and J. Diaci. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research* 36(3):629-638.
- Nagel, T.A., M. Svoboda, and J. Diaci. 2006. Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest Ecology and Management* 226(1-3):268-278.
- Nature Reserves of Cansiglio Management Plan. 1986. Staz. For. Vittorio Veneto. 264 p.
- Ord, J.K., and A. Getis. 2001. Testing for local spatial autocorrelation in the presence of global autocorrelation. *Journal of Regional Science* 41(3):411-432.
- Paluch, J.G. 2007. The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.)-silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch-mosaic perspective. *Forest Ecology and Management* 253(1-3):161-170.
- Parviainen, J. 2005. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Á For. Snow Landscape Res* 79.
- Peterson, C.J., and S.T.A. Pickett. 1990. Microsite and elevational influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science* 1(5):657-662.
- Piccin, A. 1998. Il paesaggio del Cansiglio attraverso la storia forestale.
- Popa, I. 2006. Cuantificarea modului de organizare spațială a ecosistemului forestiere din Codrul Secular Giupalău prin intermediul funcției Ripley K. *Revista pădurilor* 3:1-12.
- Reimoser, F. 1998. Forest and ungulates in Austria—problems, management strategies, research needs. *Grazing as a management tool in European forest ecosystems* (eds J Humphrey, R Gill & J Claridge):45–62.
- Reimoser, F., and H. Gossow. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* 88(1-2):107-119.
- Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*:172-212.
- Roibu, C.C., and I. Popa. 2007. The use of Ripley function for spatial structure study of natural forest "Humosu old growth beech forest".
- Rouvinen, S., and J. Kouki. 2002. Spatiotemporal Availability of Dead Wood in Protected Old-growth Forests: A Case Study from Boreal Forests in Eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17(4):317-329.
- Rozas, V. 2006. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forest in Cantabria, northern Spain. *Plant Ecology* 185(1):57-72.
- Rozas, V., R. Zas, and A. Solla. 2009. Spatial structure of deciduous forest stands with contrasting human influence in northwest Spain. *European Journal of Forest Research* 128(3):273-285.
- Sabatier, D., M. Grimaldi, M.F. Prévost, J. Guillaume, M. Godron, M. Dosso, and P. Curmi. 1997. The influence of soil cover organization on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology* 131(1):81-108.

- Sawada, M. 1999. Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 80(4):231-234.
- Schulze, E.D., M.I. Fuchs, and M. Fuchs. 1977. Spatial distribution of photosynthetic capacity and performance in a mountain spruce forest of Northern Germany. *Oecologia* 29(1):43-61.
- Screm, E. 1967. Studio sulla rinnovazione naturale nei boschi misti di abete e picea di Paularo (Udine). *Ann. Acc. It. Sci. For* 16:201-251.
- Senn, J., and W. Suter. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management* 181(1-2):151-164.
- Shackleton, C. 2002. Nearest-neighbour analysis and the prevalence of woody plant competition in South African savannas. *Plant Ecology* 158(1):65-76.
- Siitonen, J., P. Martikainen, P. Punttila, and J. Rauh. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128(3):211-225.
- Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe--temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67(1):55-65.
- Spies, T.A., J.F. Franklin, and T.B. Thomas. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69(6):1689-1702.
- Standovár, T., and K. Kenderes. 2003. A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. *Applied ecology and environmental research* 1(1):19-46.
- Susmel, L. 1951. Struttura, rinnovazione e trattamento delle Abetine del Comelico. *L'Italia Forestale e Montana* 6(4):177-198.
- Svensson, J.S., and J.K. Jøglum. 2001. Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management* 151(1-3):67-79.
- Svoboda, M., S. Fraver, P. Janda, R. Bače, and J. Zenáhliíková. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260:707-714.
- Svoboda, M., and V. Pouska. 2008. Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management* 255(7):2177-2188.
- Swanson, F.J., and R.E. Sparks. 1990. Long-term ecological research and the invisible place. *BioScience* 40(7):502-508.
- Szewczyk, J., and J. Szwagrzyk. 2010. Spatial and temporal variability of natural regeneration in a temperate old-growth forest. *Annals of Forest Science* 67(2).
- Tobler, W.R. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46:234-240.
- Turner, M.G., V.H. Dale, and R.H. Gardner. 1989a. Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology* 3(3):245-252.
- Turner, M.G., R.V. O'Neill, R.H. Gardner, and B.T. Milne. 1989b. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3(3):153-162.
- Vandekerckhove, K., L. De Keersmaecker, N. Menke, P. Meyer, and P. Verschelde. 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258(4):425-435.
- Wang, X., T. Wiegand, Z. Hao, B. Li, J. Ye, and F. Lin. 2010. Species associations in an old-growth temperate forest in north-eastern China. *Journal of Ecology* 98(3):674-686.
- Wiegand, T. 2004. Introduction to Point Pattern Analysis with Ripley's L and the O-ring statistic using the Programita software A user manual with an collection of examples for point pattern analysis using the Programita software.
- Wiegand, T., and K.A. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104(2):209.
- Willis, K.G., and J.F. Benson. 1989. Recreational values of forests. *Forestry* 62(2):93.

- Woods, K.D. 2004. Intermediate disturbance in a late successional hemlock northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 92(3):464-476.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall 630:649.
- Zhang, Q., Y. Zhang, S. Peng, E. Yirdaw, and N. Wu. 2009. Spatial Structure of Alpine Trees in Mountain Baima Xueshan on the Southeast Tibetan Plateau. *Silva Fennica* 43(2):197-208.
- Zielonka, T. 2006. Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 36(10):2614-2622.